

وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور – پژوهشکده آبی پروری جنوب کشور

عنوان :

**بررسی وضعیت ذخایر ماهی شوریده
و میگوی سفید در سواحل خوزستان**

مجری :

غلامرضا اسکندری

شماره ثبت

۴۲۰۴۰

وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور - پژوهشکده آبی پروری جنوب کشور

عنوان پروژه طرح : بررسی وضعیت ذخایر ماهی شوریده و میگوی سفید در سواحل خوزستان
شماره مصوب : ۴-۷۴-۱۲-۸۹۰۴۵

نام و نام خانوادگی نگارنده/ نگارندگان : غلامرضا اسکندری

نام و نام خانوادگی مجری مسئول (اختصاص به پروژه ها و طرحهای ملی و مشترک دارد) : -

نام و نام خانوادگی مجری / مجریان : غلامرضا اسکندری

نام و نام خانوادگی همکاران : سید احمد رضا هاشمی، سید امین الله تقوی، سیمین دهقان مدیسه، یوسف میاحی و صادق آلبوعید

نام و نام خانوادگی مشاوران : -

نام و نام خانوادگی ناظر : فرهاد کیمرام

محل اجرا : استان خوزستان

تاریخ شروع : ۸۹/۴/۱

مدت اجرا : ۱ سال و ۹ ماه

ناشر : مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور

تاریخ انتشار : سال ۱۳۹۲

حق چاپ برای مؤلف محفوظ است . نقل مطالب ، تصاویر ، جداول ، منحنی ها و نمودارها با ذکر مأخذ
بلامانع است .

«سوابق طرح یا پروژه و مجری»

پروژه: بررسی وضعیت ذخایر ماهی شوریده و میگوی سفید در سواحل

خوزستان

کد مصوب: ۴-۷۴-۱۲-۸۹۰۴۵

تاریخ: ۹۱/۹/۲۷

شماره ثبت (فروست): ۴۲۰۴۰

با مسئولیت اجرایی جناب آقای غلامرضا اسکندری دارای مدرک تحصیلی دکتری در رشته شیلات می‌باشد.

پروژه توسط داوران منتخب بخش بیولوژی و ارزیابی ذخایر آبزیان در

تاریخ ۹۰/۱۲/۱۰ مورد ارزیابی و با نمره ۱۸ و رتبه تأیید گردید.

در زمان اجرای پروژه، مجری در:

ستاد ☐ پژوهشکده ☒ مرکز ☐ ایستگاه ☐

با سمت معاون تحقیقاتی در پژوهشکده آبی پروری جنوب کشور مشغول بوده

است.

به نام خدا

| عنوان | « فهرست مندرجات » | صفحه |
|--|-------------------|------|
| چکیده | | ۱ |
| بخش اول: بررسی وضعیت ذخیره ماهی شوریده در سواحل استان خوزستان | | |
| فصل اول: مقدمه و کلیات | | ۴ |
| ۱-۱- خصوصیات سواحل شمال غربی خلیج فارس | | ۴ |
| ۱-۲- تولیدات جهانی و میزان صید در آبهای جنوب ایران | | ۵ |
| ۱-۳- روش و میزان صید ماهی شوریده | | ۵ |
| ۱-۴- طبقه بندی ماهی شوریده | | ۷ |
| ۱-۵- پراکنش در جهان و ایران | | ۷ |
| ۱-۶- ویژگی های زیستی ماهی شوریده | | ۹ |
| ۱-۷- سن و رشد | | ۱۴ |
| ۱-۸- شاخص های مدیریت شیلاتی | | ۱۵ |
| ۱-۹- نقاط مرجع بیولوژیک | | ۱۶ |
| ۱-۱۰- ارزیابی ذخیره | | ۱۷ |
| ۱-۱۱- روش های ارزیابی ذخایر | | ۱۸ |
| ۱-۱۲- روش های جمع آوری داده ها | | ۲۰ |
| ۱-۱۳- مدل سازی جمعیت ها | | ۲۲ |
| ۱-۱۴- روابط غذایی | | ۲۸ |
| ۱-۱۵- پیشینه مطالعات | | ۳۰ |
| ۱-۱۶- اهمیت مطالعه | | ۳۴ |
| ۱-۱۷- فرضیه های تحقیق | | ۳۵ |
| ۱-۱۸- اهداف تحقیق | | |
| فصل دوم: مواد و روشها | | |
| ۲-۱- منطقه مورد مطالعه و نمونه گیری | | ۳۷ |
| ۲-۲- اندازه گیری های اولیه | | ۳۸ |

| عنوان | « فهرست مندرجات » | صفحه |
|---|-------------------|------|
| ۲-۳- تعیین سن..... | | ۳۹ |
| ۲-۴- میزان صید و اندازه گیری طول کل در لندینگ..... | | ۴۲ |
| ۲-۵- تخمین پارامترهای دوره زندگی..... | | ۴۲ |
| ۲-۶- ارزیابی ذخیره..... | | ۵۰ |
| فصل سوم: نتایج | | |
| ۳-۱- سن..... | | ۶۳ |
| ۳-۲- پارامترهای دوره زندگی..... | | ۶۶ |
| ۳-۳- ارزیابی ذخایر..... | | ۷۲ |
| ۳-۴- نسبت، نرخ و میزان مصرف ذخیره..... | | ۱۰۴ |
| فصل چهارم: بحث و نتیجه گیری | | |
| ۴-۱- سن..... | | ۱۱۰ |
| ۴-۲- پارامترهای رشد..... | | ۱۱۲ |
| ۴-۳- رابطه طول - وزن..... | | ۱۱۴ |
| ۴-۴- طول و سن بلوغ..... | | ۱۱۵ |
| ۴-۵- ضرایب مرگ و میر و بهره برداری..... | | ۱۱۷ |
| ۴-۶- طول صید..... | | ۱۲۰ |
| ۴-۷- میانگین و پراکنش فراوانی طولی و وزنی و تعداد صید..... | | ۱۲۱ |
| ۴-۸- اثر تفاوت مرگ و میر صیادی نهایی بر پیش بینی وزن صید..... | | ۱۲۲ |
| ۴-۹- تعداد و وزن صید و تعداد و وزن ذخیره..... | | ۱۲۳ |
| ۴-۱۰- ضریب مرگ و میر صیادی در گروه های سنی..... | | ۱۲۷ |
| ۴-۱۱- تعداد بازگشت پذیری..... | | ۱۲۷ |
| ۴-۱۲- پتانسیل تخم ریزی..... | | ۱۲۹ |
| ۴-۱۳- بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده..... | | ۱۳۰ |
| ۴-۱۴- طرح انتخاب و نرخ بهره برداری..... | | ۱۳۲ |
| ۴-۱۵- رابطه مرگ و میر صیادی با بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده، نرخ بهره برداری و بازگشت پذیری..... | | ۱۳۳ |
| ۴-۱۶- پیش بینی وضعیت ذخیره..... | | ۱۳۴ |

| عنوان | « فهرست مندرجات » | صفحه |
|---|-------------------|------|
| ۱۷-۴- نقاط مرجع | | ۱۳۵ |
| ۱۸-۴- مدل تولید و بیوماس به ازای بازگشت پذیری..... | | ۱۳۶ |
| ۱۹-۴- استراتژی های برداشت | | ۱۳۷ |
| ۲۰-۴- ترکیب غذایی، نسبت مصرف به بیوماس..... | | ۱۴۰ |
| ۲۱-۴- میزان مصرف و صید میگو..... | | ۱۴۱ |
| پیوست | | ۱۴۶ |
| منابع | | ۱۵۰ |
| چکیده انگلیسی..... | | ۱۵۸ |
| بخش دوم: بررسی وضعیت ذخیره میگوی سفید در سواحل استان خوزستان | | |
| چکیده..... | | ۱۶۰ |
| ۱- مقدمه | | ۱۶۱ |
| ۲- مواد و روشها | | ۱۶۵ |
| ۳- نتایج | | ۱۷۳ |
| ۴- بحث و نتیجه گیری..... | | ۱۸۰ |
| منابع | | ۱۹۲ |
| چکیده انگلیسی..... | | ۱۹۴ |

چکیده

در این مطالعه ارزیابی ذخایر ماهی شوریده با استفاده از روش آنالیز جمعیت مجازی و اثر مصرف ماهی شوریده بر میگو در سواحل شمال غربی خلیج فارس مورد بررسی قرار گرفت. تعداد ۲۱۱۷ نمونه ماهی شوریده با دامنه طول کل ۶ تا ۵۹ سانتی متر طی یک سال (از مهر ۸۶ تا شهریور ۸۷) بوسیله گشت های تحقیقاتی به منظور تعیین بلوغ جنسی، تعیین سن و بدست آوردن پارامترهای رشد و رابطه طول-وزن صید گردید. همچنین به منظور ارزیابی ذخیره، داده های صید در ده سال گذشته نیز (۱۳۹۰-۱۳۸۱) نیز از برنامه آماری شیلات و داده های فراوانی طولی از برنامه بیومتری تحقیقات شیلات جهت تبدیل به فراوانی سنی جمع آوری گردید. حداکثر سن این گونه ۶ سال تخمین زده شد. سن و طول در اولین بلوغ جنسی به ترتیب ۱/۵۵ سال و ۲۸ سانتی متر بدست آمد. پارامترهای رشد فون برتalanفی طول بینهایت، ضریب رشد و سن در طول صفر به ترتیب ۶۷/۵۷ سانتی متر، ۰/۲۷ بر سال و ۰/۴۳- سال محاسبه شد. میانگین طول صید در ده سال گذشته ۲۷ سانتی متر تعیین شد. مرگ و میر کل، طبیعی و صیادی در سال ۹۰ به ترتیب ۱/۱۱، ۰/۵۶ و ۰/۵۵ بر سال و ضریب بهره برداری ۰/۵ بدست آمد. روند ضریب بهره برداری در ده سال گذشته نشان دهنده عدم بهره برداری کامل در این گونه می باشد. فراوانی طولی صید نشان دهنده پراکنش یکنواخت گروه های طولی در صید می باشد. آنالیز جمعیت مجازی در ده سال گذشته نشان دهنده همخوانی نوسانات تعداد و بیوماس ذخیره با تعداد و وزن صید می باشد. بر اساس آنالیز جمعیت مجازی بالاترین مرگ و میر صیادی در گروه سنی ۴، ۵ و ۶ سال مشاهده شد. مرگ و میر صیادی یک رابطه منفی و قوی با بیوماس ذخیره تخم ریزی و ضعیف با تعداد بازگشت پذیری و یک رابطه مثبت و قوی با نرخ بهره برداری دارد. درصد پتانسیل تخم ریزی و بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری نشان داد که هر دو در برخی از سال ها از محدوده نقاط مرجع بیولوژیک کمتر است. مرگ و میر صیادی جاری در برخی از سال ها بیشتر از مرگ و میر پیشگیرانه و میانه می باشد که نشان دهنده بهره برداری در حد کامل در برخی از سال ها می باشد. پیش بینی شاخص های جمعیتی ماهی شوریده در ۱۵ سال آینده نشان داد که اگر مرگ و میر صیادی در وضعیت کنونی باقی بماند این شاخص ها سیر نزولی در پیش می گیرند. آنالیز تولید به

ازای بازگشت پذیری نشان داد که ذخیره این گونه تحت بهره برداری کامل نمی باشد و با افزایش طول در اولین صید می توان تولید بیشتری داشت. اما با توجه به نتایج بدست آمده از آنالیز جمعیت مجازی و نقاط مرجع می بایستی تدابیر لازم برای پایداری ذخیره توسط مدیریت شیلاتی گرفته شود. آنالیز محتویات غذایی در ماهی شوریده نشان داد که نسبت مصرف میگو به بیوماس ذخیره برابر $2/7$ و نسبت مصرف کل محتویات غذایی به بیوماس ذخیره برابر 5 می باشد. بیشترین مصرف میگو توسط ماهیان 2 و 3 ساله می باشد. همچنین ارتباط ضعیفی بین فراوانی شکار و شکارچی مشاهده می شود و نوسانات شکارچی و یا شکار اثر متقابل زیادی بر فراوانی هم ندارند.

کلید واژه ها : ارزیابی ذخایر، ماهی شوریده، آنالیز جمعیت مجازی، تولید به ازای بازگشت پذیری، بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده، نرخ مصرف، رابطه شکار و شکارچی، خلیج فارس

بخش اول : بررسی وضعیت ذخیره ماهی شوریده در سواحل استان خوزستان

فصل اول: مقدمه و کلیات

۱-۱- خصوصیات سواحل شمال غربی خلیج فارس

حوزه خلیج فارس از گذشته دور، مرکز تمدنهای سرآمد بوده و به دلیل دارا بودن منابعی نظیر نفت که از نظر تولید و ذخیره آن در جهان مقام اول را دارد، و خاک سرخ، گوگرد، مروارید، آهن، منگنز، قلع و سرب، وجود انواع مختلف موجودات دریایی و همچنین به دلیل عمق کمتر از ۲۰۰ متر (فلات قاره) دارای اهمیت ویژه ای می باشد. استان خوزستان در جنوب ایران و شمال غربی خلیج فارس واقع شده است. سواحل استان خوزستان دارای بستری بیشتر گلی و دارای شیب کم می باشند. عمق در این منطقه متغیر بوده و عموماً کمتر از ۲۰ متر می باشد اما در کانال اصلی خور موسی که مسیر کشتیرانی می باشد عمق در بعضی نقاط آن به بیش از ۷۰ متر هم می رسد. کدورت آب در این منطقه به دلیل ورود آب گل آلود و آبهای جاری، و شسته شدن سواحل گلی در هنگام جزر و مد بالا می باشد. میانگین تغییرات دما بین ۱۲ تا ۳۶ درجه سانتیگراد و شوری بین ۳۹ تا ۴۲ قسمت در هزار متغیر است. از ویژگیهای مهم این منطقه ورود آب شیرین توسط رودخانه های اروند، بهمنشیر و زهره و در مواقع سیلابی توسط هور شادگان می باشد. که این امر تاثیر زیادی بر حضور ماهیان جوان در این منطقه دارد. تخلیه رودخانه ها بر بسیاری از ویژگیهای زنده و غیرزنده مصب ها تاثیر می گذارد. بر شوری و کدورت و همچنین غلظت مواد مغذی و ریزه، موثر است و تغییرات آن می تواند اثرات زیادی بر موجودات زنده مصب داشته باشد. ورودی آب شیرین مواد مغذی را برای تولید اولیه در مصب و زیستگاهی با کیفیت جهت پرورش لارو و بچه ماهیان وابسته به مصب را فراهم می آورد. از طرف دیگر تغییرات زمانی و قدرت ورودی آب شیرین بر بازسازی، رشد و مرگ و میر گروه سنی صفر ماهیانی که در سال اول زندگی مصب را به عنوان مکان پرورش انتخاب می کنند اثر گذار می باشد. تغییرات سالانه در سن صفر می تواند بر رشد، مرگ و میر و در نهایت بر کلاس سنی قوی^۱ که اهمیت در ماهیگیری دارد تاثیر داشته باشد (Purtlebaugh, 2007). در این منطقه صید گاههای

^۱ Strange age class

اصلی شامل خور موسی، بحرکان و لیفه بوسیف می باشد که در حدود ۶۳۴ قایق و ۱۴۹۷ لنج به فعالیت های صید و صیادی مشغول هستند (گزارش سالانه اداره کل شیلات، ۱۳۸۸).

۲-۱- تولیدات جهانی و میزان صید در آبهای جنوب ایران

صید شیلاتی و آبرزی پروری در حدود ۱۴۵/۱ میلیون تن در سال ۲۰۰۹ تخمین زده شده است. سرانه مصرف کل آبرزیان به ازای هر نفر ۱۶/۲ کیلوگرم می باشد و سرانه مصرف بدون در نظر گرفتن کشور چین ۱۴/۶ کیلوگرم است. میزان صید دریایی در حدود ۹۰ میلیون تن و آبرزی پروری ۵۵/۱ میلیون تن در سال ۹۶ برآورد شده است (FAO, 2010). در سال ۲۰۰۶، حدود ۸۰ درصد منابع شیلاتی دریایی جهان در وضعیت برداشت کامل^۱ و یا آماده بهره برداری بیش از حد^۲ می باشند (FAO, 2007). در آبهای جنوب ایران در سال ۱۳۸۷ میزان صید کل ۳۴۱۹۸۰ تن و صید کفزیان ۱۲۸۵۲۲ تن برآورد شده است و در آبهای خوزستان میزان صید کل ۵۲۱۳۸ تن و کفزیان ۳۲۶۳۵ تن تخمین زده شده است. سرانه مصرف انواع آبرزیان در ایران در حدود ۷/۳۲ کیلوگرم در سال ۱۳۸۷ می باشد (سالنامه آماری شیلات ایران، ۱۳۸۸).

۳-۱- روش و میزان صید ماهی شوریده

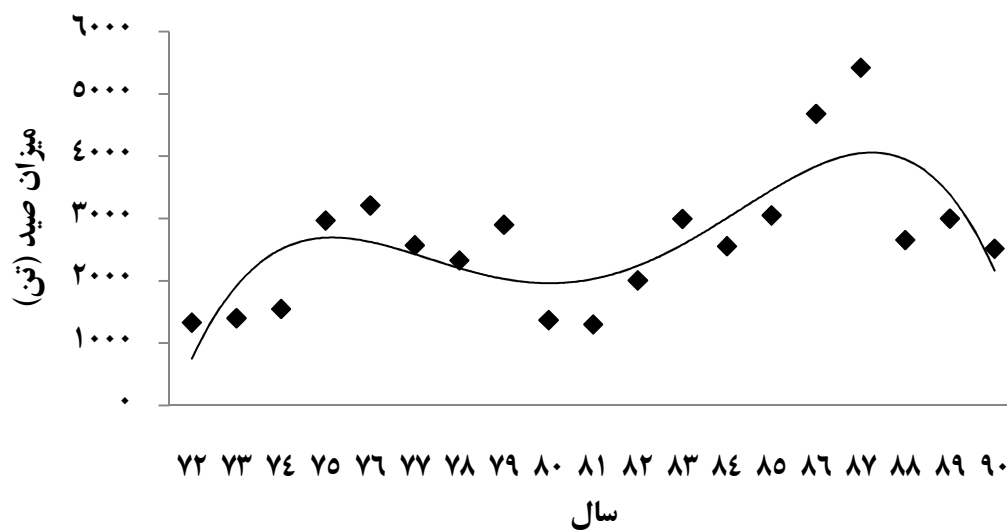
این گونه یکی از گونه های با ارزش شیلاتی می باشد که نقش مهمی در اقتصاد صیادی در منطقه ایفا می کند و توسط تور ترال، گوشگیر و قلاب در آبهای ساحلی صید می شود (Fischer & Bianchi, 1984). در آفریقای جنوبی بوسیله قلاب و رشته قلاب طویل^۳ و در موزامبیک توسط تور گوشگیر، رشته قلاب و تور ساحلی و در تانزانیا و کنیا بوسیله تور گوشگیر و رشته قلاب دستی صید می گردد

^۱Full exploited

^۲Over exploited

^۳Long line

(Brash & Fennessy, 2005). میزان صید آن در ده سال گذشته در حدود ۱۰ درصد کل صید استان خوزستان می باشد. میزان صید آن در سال ۱۳۸۷ در ایران ۹۲۵۳ تن و در خوزستان در سال ۱۳۷۲ در حدود ۱۳۲۸ تن بوده و در سال ۱۳۸۷ به ۵۴۱۸ تن رسیده در سال های بعدی کاهش یافته است. در طی سال های ۱۳۷۲ تا ۱۳۹۰ روند صید آن در خوزستان تقریباً از یک نوسانات دوره ای برخوردار بوده است (شکل ۱-۱) (گزارش سالانه اداره کل شیلات، ۱۳۹۰).



شکل ۱-۱: روند تغییرات برداشت ماهی شوریده از سال ۱۳۷۲ تا سال ۱۳۹۰ در استان خوزستان

صید این گونه در آبهای چابهار نیز دارای نوسان بوده و در سال ۱۳۸۱ نسبت به سال ۱۳۷۶ به میزان ۱۵ درصد افزایش نشان داده و به رغم کاهش تلاش صیادی (طاقه روز) به میزان ۳۷ درصد، میزان صید به ازای واحد تلاش^۱ طی سال های فوق ۱۳۸۲ درصد افزایش داشته است (آژیر، ۱۳۸۷).

^۱ Catch Per Unit Effort (CPUE)

۴-۱- طبقه بندی ماهی شوریده

ماهی شوریده به صورت زیر طبقه بندی می شود (Smith & Heemstra, 1986)

| | |
|-----------------|---------|
| Chordata | شاخه |
| Osteichthyes | رده |
| Actinopterygii | زیررده |
| Perciformes | راسته |
| Scianidae | خانواده |
| Otolithes | جنس |
| Otolithes ruber | گونه |

۵-۱- پراکنش در جهان و ایران

خانواده مشکوماهیان^۱ گروهی از ماهیان استخوانی می باشند که در جهان شامل حدود ۲۷۰ گونه در ۷۰ جنس در جهان می باشند (Ueng et al., 2007). در منطقه ۵۱ شیلاتی یعنی غرب اقیانوس هند، تاکنون ۳۹ گونه از ۱۶ جنس آن گزارش شده است (Fischer & Bianchi, 1984). این خانواده پراکنش گسترده ای در آبهای استوایی و زیر استوایی اقیانوس هند، اطلس و آرام دارد (Dadzie, 2007) و شامل گونه های ساکن آب شور، لب شور و شیرین می باشند (Nelson, 2006). از جنس های مهم این خانواده می توان از میش ماهی معمولی^۲، میش ماهی مخطط^۳ و شوریده نام برد.

ماهی شوریده یکی از گونه های خانواده سیانیده (مشکو ماهیان) می باشد که از گونه های کفزی بوده و در سرتاسر اقیانوس هند غربی به جز دریای سرخ ممکن است وجود داشته باشد و به سمت شرق تا کوئینزلند استرالیا

^۱Scianidae

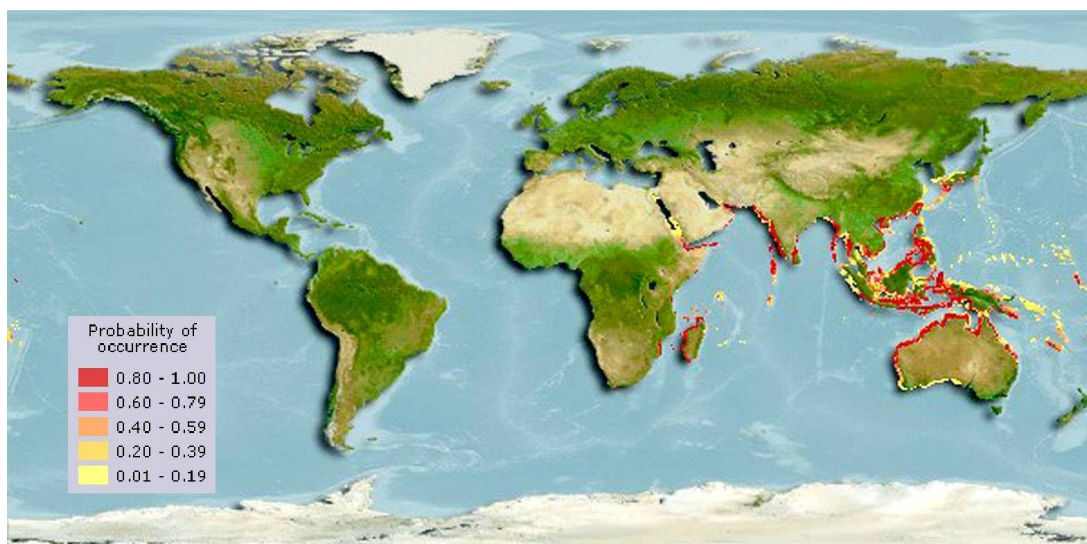
^۲*Argyrosmus hololopidotus*

^۳*Protonibea diacanthus*

و ژاپن گسترش یافته است (شکل ۱-۲). این ماهی در آبهای ساحلی تا عمق ۴۰ متری بسر می برد و بیشتر در بالای کف گلی سواحل و مصب رودخانه ها یافت می شوند (Fischer & Bianchi, 1984; Novaluna, 1982). این گونه در سرتاسر آبهای ساحلی ایران در دریای عمان و خلیج فارس خصوصا در آبهای ساحلی خوزستان در شمال غربی خلیج فارس گسترش دارد (اسکندری، ۱۳۷۶).

در خانواده شوریده ماهیان فاکتورهای شوری و دمای آب بر طرح تولید مثلی^۱ آنها اثر دارد (Novaluna, 1982). به صورتی که درجه حرارت نقش مهمی را در مهاجرت ماهی شوریده که در فصل سرما به وقوع می پیوندد، بر عهده دارد. با پایین آمدن درجه حرارت، فراوانی افراد بالغ در مناطق ساحلی بیشتر شده و بر اساس گزارشات موجود، بیشترین میزان صید را از مهرماه تا بهمن ماه دارد و بعد از آن با افزایش درجه حرارت از مناطق ساحلی کم عمق به مناطق عمیق تر ساحلی جهت تخم ریزی رفته و بعد از تخم ریزی احتمالا به سمت میانه خلیج فارس مهاجرت می کند زیرا از اردیبهشت ماه تا شهریور ماه میزان صید ماهیان بالغ با اندازه های بالا در این منطقه کاسته می شود. اما نابالغین و طولهای پایین در تمام سال دیده می شوند. در مناطق کم عمق ساحلی، ماهیان با اندازه های طولی کمتر نسبت به مناطق عمیق تر دیده می شوند، که احتمالا در امان ماندن از ماهیان شکارچی و فراوانی غذا برای ماهیان کوچکتر در این مناطق، دلالت بر حضور آنها در این نواحی می کند. (اسکندری، ۱۳۷۶)

^۱ Reproductive pattern



شکل ۱-۲: پراکنش ماهی شوریده در منطقه ۵۱ شیلاتی FAO (Fishbass, 2010)

۱-۶- ویژگی های زیستی ماهی شوریده

خانواده شوریده ماهیان به عنوان ماهیان تولید کننده صدا شناخته می شوند که تولید صدا در درجه اول محدود به فصل تخم ریزی است. معمولاً این گروه از ماهیان به صورت تجمعی در طبیعت تخم ریزی می کنند و افزایش فعالیت تخم ریزی با افزایش میزان تکرار صدا در نرها همراه است. تولید صدا در این خانواده نقش مهمی در رفتار تولید مثلی از جمله تشکیل گله افراد تخم ریزی کننده و معاشقه موفق ایفا می کند. در اغلب گونه ها این خانواده منجمله ماهی شوریده فقط نرها با عضلات صوتی در فصل تخم ریزی ایجاد صدا می کنند اما در برخی دیگر هر دو جنس تولید صدا می کنند (Ueng et al., 2007).

ماهی شوریده به لحاظ تولید مثلی، جنس جدا بوده و در سال یک بار تخم ریزی می کند و از تخم های خود محافظت نمی نماید. تخم ها کوچک بوده (حداکثر ۴۵۴ میکرون) و در لایه های آب شناور می شوند و با جریان آب جابجا می گردند. فصل تخم ریزی آن در اکثر منابع در اواخر زمستان و اوایل بهار ذکر شده است (اسکندری، ۱۳۷۶؛ نیامیمندی، ۱۳۷۸؛ آذیر، ۱۳۸۷). در آبهای کویت شروع تخم ریزی در ژانویه (دی ماه) و پایان آن در آوریل (نیمه اول اردیبهشت) گزارش شده است (Dadzie, 2004) و در آفریقای جنوبی زمان تخم

ریزی تابستان بوده و اندازه بالغین بین ۲۲۰ تا ۲۴۰ میلی متر گزارش شده است (Brash & Fennessy, 2005). طول در اولین بلوغ جنسی^۱ در دریای عمان ۴۰ سانتی متر (آزیر، ۱۳۸۷) و در هرمزگان ۳۳/۷ سانتی متر (کمالی و همکاران، ۱۳۸۶)، در بوشهر ۳۰ سانتی متر (نیامیمندی، ۱۳۷۸) و در خوزستان ۳۵ سانتی متر (امامی، ۱۳۸۵) محاسبه گردیده است.

میزان همآوری مطلق^۲ ماهی شوریده در آبهای دریای عمان ۴۵۱۱۶۳ عدد (آزیر، ۱۳۸۷) و در هرمزگان ۱۱۲۸۴۰۱ عدد (کمالی و همکاران، ۱۳۸۶) و در خوزستان ۱۴۸۳۳۶۹ عدد (اسکندری، ۱۳۷۶) گزارش شده است. در آبهای کویت دامنه همآوری ۱۹۰۰۰۰ تخم برای ماهی ۹۷۷/۶ گرمی تا ۱۷۵۳۲۴۷ تخم برای ماهی ۱۶۷۷/۸ گرمی محاسبه گردیده است (Dadzie, 2004) و در آبهای فیلیپین میزان همآوری نسبی ۶۰۰ تخم به ازای یک گرم و همآوری مطلق ۳۱۴۸۰ تا ۱۱۹۰۸۰ تخم گزارش شده است (Novaluna, 1982).

نسبت جنسی^۳ ماده به نر نیز در آبهای مناطق مختلف متفاوت می باشد. این نسبت در آبهای دریای عمان ۱:۱ (آزیر، ۱۳۸۷) و در آبهای هرمزگان ۱:۱/۷۶ (کمالی و همکاران، ۱۳۸۶)، در آبهای بوشهر ۱:۰/۹ (نیامیمندی، ۱۳۷۸) و در آبهای خوزستان ۱:۱/۴۶ (اختلاف معنی داری از نسبت ۱:۱ ندارد) (اسکندری، ۱۳۷۶) گزارش شده است. بطور کلی در تمامی مطالعات نسبت جنسی ۱:۱ می باشد.

پارامترهای رابطه طول و وزن^۴ نیز در مناطق مختلف متفاوت بدست آمده است. مقادیر a و b به ترتیب در آبهای دریای عمان ۰/۰۰۸۵ و ۳/۰۴۳۵ (آزیر، ۱۳۸۷)، در هرمزگان ۰/۰۰۶۴ و ۳/۱۲۶۸ (کمالی و همکاران، ۱۳۸۶) و در خوزستان ۰/۰۰۸۷ و ۳ (امامی، ۱۳۸۵) محاسبه گردیده است. تقوی و همکاران (۱۳۸۳) مقادیر a و b را در آبهای بوشهر ۰/۱۷۳ و ۲/۸۶۸۹، در آبهای هرمزگان ۰/۰۱۲ و ۲/۹۶۲۴ و در آبهای دریای عمان ۰/۰۵۶۲

^۱Length at first maturity

^۲Absolute fecundity

^۳Sex ratio

^۴Length-Weight relationship

و ۲/۶۰۴ محاسبه نموده است. در آبهای فیلیپین مقادیر a و b به ترتیب ۰/۰۰۴۷۴ و ۳/۲۴ بدست آمده است که میزان b با عدد ۳ اختلاف معنی داری را نشان داده است (Novaluna, 1982).

ماهی شوریده بنتوپلاژیک^۱ بوده، بدین معنی که هم در بستر و هم در سطح آب زیست می کند و خوراک خود را از بستر، ستون و سطح آب بدست می آورد. دهان بزرگ و انتهایی بوده و اندکی رو به بالاست. آرواره زبرین دارای دو ردیف دندان بوده و همچنین دارای یک یا دو جفت دندان نیش مستحکم در جلو آرواره است. یک جفت دندان نیش هم در جلو آرواره زیرین جای گرفته است (Fischer & Bianci, 1984). دندانهای متعدد به همراه خارهای آبششی کوتاه و کم تعداد و همچنین معده حجیم نشان دهنده عادت گوشتخواری^۲ ماهی شوریده می باشد. به طور کلی تغذیه ماهی شوریده از ماهیان، سخت پوستانی مانند میگو و سایر بی مهرگان می باشد. همچنین در خور الزبیر، زئو بنتوزها به عنوان غذای دائمی شوریده های جوان و بالغ مشاهده شده اند (Nasir, 2000). بر اساس پژوهش های مختلف در ایران غذای اصلی ماهی شوریده از ماهیان ریز مختلف تشکیل می شود و از ماهیان جوان بیشتر و از سخت پوستان خصوصا میگو تغذیه می کنند. در سواحل دریای عمان در معده ۸۰ درصد ماهی و ۲۰ درصد سخت پوستان حضور داشته (آزیر، ۱۳۸۷) و در سواحل هرمزگان غذای اصلی ماهی و میگو و غذای فرعی اسکویید تعیین شد (کمالی و همکاران، ۱۳۸۶) و در سواحل بوشهر غذای اصلی ماهی و غذای فرعی میگو تعیین گردید (نیامیندی، ۱۳۶۹). در سواحل خوزستان؛ در غذای شوریده های بالغ، بیشترین سهم به ماهی تعلق داشته و میگو در مقام بعدی اهمیت است ولی در شوریده های جوان و نابالغ، میگو غذای فراوان تری بوده و ماهی در جایگاه دوم جای گرفته است (اسکندری، ۱۳۷۶).

دامنه طولی^۳ این گونه در آبهای دریای عمان ۱۲ تا ۵۶ سانتی متر بوده و ماهیان با طول ۳۰ سانتی متر در حدود ۴۹ درصد از کل صید را به خود اختصاص می دهند (آزیر، ۱۳۸۷). دامنه طولی در آبهای هرمزگان ۱۸ تا ۵۴

^۱Benthopelagic

^۲Carnivore

^۳length range

سانتی متر و بیشترین فراوانی در گروه طولی ۳۶ سانتی متر مشاهده شده است (کمالی و همکاران، ۱۳۸۶). دامنه طولی در آبهای بوشهر ۱۴ تا ۵۶ سانتی متر مشاهده شده است (نیامیندی، ۱۳۷۸). در خوزستان دامنه طولی ۱۳ تا ۵۷ سانتی متر گزارش شده است (صفاهیه، ۱۳۷۵) و در نمونه گیری های تحقیقاتی در سال ۱۳۷۵ بوسیله تور ترال دامنه طولی بین ۵ تا ۵۴ سانتی متر مشاهده شده است (اسکندری، ۱۳۷۶). همچنین در زیست سنجی ماهیان در محل های تخلیه صید^۱ در خوزستان در سال ۱۳۸۴ دامنه طولی بین ۱۵ تا ۵۹ سانتی متر گزارش شده است که بیشترین درصد فراوانی، مربوط به طول های ۳۵ سانتی متر و کمترین آنها به ۱۶ سانتی متر اختصاص داشته است (امامی، ۱۳۸۵). بیشترین طول در مناطق پراکنش این گونه در حوزه غربی اقیانوس هند ۷۰ سانتی متر و اندازه معمولی آن ۴۰ سانتی متر گزارش شده است (Fischer & Bianchi, 1984).

پارامترهای رشد^۲ ماهی شوریده در مناطق مختلف محاسبه گردیده است. در آبهای دریای عمان طول بی نهایت^۳ ۶۸/۶ سانتی متر، ضریب رشد^۴ ۰/۳۵ در سال و سن صفر^۵ ۰/۲۶ - سال بر اساس داده های طولی محاسبه و همچنین از طریق روش باتاچاریا^۶ ۵ گروه سنی تعیین گردیده است (آزیر، ۱۳۸۷). در آبهای ساحلی هرمزگان طول بی نهایت ۷۲ سانتی متر، ضریب رشد ۰/۱۵ در سال و سن صفر ۱/۳۶۹ - سال بر اساس داده های سنی و طول بی نهایت ۶۵/۵ سانتی متر، ضریب رشد ۰/۴۷ در سال بر اساس داده های طولی محاسبه شده است. همچنین ۸ گروه سنی با استفاده از برش اتولیت^۷ تعیین گردیده است (کمالی و همکاران، ۱۳۸۶). در آبهای بوشهر طول بی نهایت ۵۸ سانتی متر، ضریب رشد ۰/۸ در سال، سن صفر ۰/۳ - سال و طول عمر ۳ سال و ۵ ماه بر اساس داده های طولی محاسبه گردید (نیامیندی، ۱۳۷۸). در آبهای خوزستان در سال ۷۴ طول بی نهایت ۶۴/۷ سانتی

^۱Landing^۲Growth parameters^۳Infinity length (L_{inf})^۴Growth coefficient (K)^۵t zero (t_0)^۶Battachria method^۷Otolith section

متر، ضریب رشد ۰/۴۹ در سال و سن صفر ۰/۰۲- سال و ۳ گروه سنی^۱ بر اساس داده های سنی (صفاهیه، ۱۳۷۵) و در سال ۸۴ طول بی نهایت ۶۵ سانتی متر، ضریب رشد ۰/۴ در سال و سن صفر ۰/۳۳- سال و ۶ گروه سنی بر اساس داده های طولی تعیین گردیده است (امامی، ۱۳۸۵). تقوی و همکاران (۱۳۸۳) بر اساس داده های طولی پارامترهای رشد را در مناطق ساحلی بوشهر، هرمزگان و بندر عباس تخمین زده اند که طول بی نهایت در آبهای بوشهر، هرمزگان و دریای عمان به ترتیب ۵۸/۵، ۵۶/۰ و ۵۹/۵ سانتی متر و ضریب رشد سالانه ۰/۴۸، ۰/۴۳ و ۰/۳۲ و سن صفر ۰/۰۰۶-، ۰/۰۰۲- و ۰/۰۰۱- محاسبه شده است. در آبهای آفریقای جنوبی طول بی نهایت ۴۱/۹ سانتی متر، ضریب رشد ۰/۳۱ در سال، سن صفر ۰/۹۶- سال مشاهده شده است (Brash & Fennessy, 2005). در آبهای کویت طول بی نهایت ۶۹/۶ سانتی متر، ضریب رشد ۰/۵ در سال، سن صفر ۰/۵۳- سال مشاهده شده است (Matheus & Samuel, 1985). همچنین در مطالعه ای دیگر میزان طول بی نهایت ۵۹ سانتی متر، ضریب رشد ۰/۳۵ در سال تعیین گردیده است (Almatar, 1993). در آبهای فیلیپین طول بی نهایت ۳۵/۵ سانتی متر، ضریب رشد ۰/۴۳ در سال (Ingles & Pauly, 1984) و در آبهای موزامبیک طول بی نهایت ۴۵/۹ سانتی متر، ضریب رشد ۰/۳۲ در سال (Schultz, 1992) و در آبهای آفریقای جنوبی طول بی نهایت ۴۱/۹ سانتی متر، ضریب رشد ۰/۳۱ در سال، سن صفر ۰/۹۶- سال محاسبه گردیده است (Brash & Fennessy, 2005).

میانگین میزان چربی بدن ماهی شوریده ۱/۷۴ درصد و میزان پروتئین آن ۱۸/۶۹ درصد گزارش شده است که در فصل بهار کمترین مقدار چربی و پروتئین و در فصل زمستان بیشترین مقدار را داشته است (رونق، ۱۳۷۶).

حداکثر میزان مرگ و میر کل^۲، صیادی^۳ و طبیعی^۴ به ترتیب در آبهای هرمزگان ۱/۷۴، ۱/۰۵ و ۰/۶۹ (آزیر ۱۳۸۷)، در آبهای بوشهر ۲/۷، ۱/۴۶ و ۱/۲۴ (نیا میمندی، ۱۳۷۸) و در آبهای خوزستان ۱/۹۵، ۱/۲۵ و ۰/۷ تعیین

^۱Age group

^۲Total mortality (Z)

^۳Fishing mortality (F)

^۴Natural mortality(M)

گردیده است (امامی، ۱۳۸۵). در آبهای فیلیپین میزان مرگ و میر کل، صیادی و طبیعی و ضریب بهره‌برداری^۱ به ترتیب ۲/۶۷، ۲/۳۴، ۰/۹۸ و ۰/۸۴ تعیین شده است (Novaluna, 1982).

۲-۱- سن و رشد

مطالعه سن و رشد از جمله فاکتورهای مورد نیاز علوم شیلاتی می باشد. در مطالعات رشد، اطلاعات سن، طول و وزن ابزار مهمی برای بیولوژیست های شیلاتی است که بوسیله آنها رشد گونه ها، نرخ مرگ و میر، سن بلوغ و طول عمر را تعیین می کنند. اگر چه روش های متعددی جهت تعیین سن ماهیان وجود دارد ولی به طور کلی سه روش استفاده بیشتری می شود. اولین روش علامت گذاری و دوباره گیری^۲ است، دومی روش پترسن^۳ است که شامل مقایسه توزیع فراوانی نمونه های جمعیت ماهی می باشد. این روش احتیاج به اندازه گیری طول تعداد زیادی از ماهیان در جمعیت دارد. روش سوم، شمارش علامت های رشد و توسعه دوره ای آن در قسمت های سخت مختلف ماهی می باشد. این روش معمولاً زیاد استفاده می شود. انواع مختلف قسمت های سخت در ماهیان می توانند جهت تعیین سن بکار روند. اتولیت و فلس، قسمت های سختی هستند که اغلب استفاده میشوند اما در ماهیان غضروفی و بعضی دیگر از ماهیان استخوانی، حلقه ها یا باندها در مهره به خوبی مورد مطالعه قرار گرفته اند.

همچنین سرپوش آبخشی ماهیان استخوانی، شعاع باله و دیگر ساختار آهکی شده^۴ ممکن است علایم سالانه را نشان دهند (Adeyemi et al., 2009). این ساختار افزایش رشد دوره ای را تولید کرده که برای تعیین سن در مقیاس سالانه یا روزانه مفید هستند. سن سالانه معمولاً در حمایت از محاسبات برداشت و مطالعه جمعیت استفاده می

^۱Exploitation rate

^۲Mark-recaptuer method

^۳Pettersen method

^۴Calcified

شود و میتواند بر اساس ساختار استخوانی در ماهی باشد، اگر چه فلس و اتولیت ساختاری هستند که اغلب مورد استفاده قرار می گیرند (Campana, 2001).

۸-۱- شاخص های مدیریت شیلاتی^۱

جهت مدیریت بر ذخایر، نیاز به یک سری اقدامات می باشد که این اقدامات عموماً شامل موارد زیر می باشند (Cadima, 2003):

الف- شاخص های تنظیمی برای کنترل سطوح ماهیگیری^۲

- محدودیت های برداشت کلی (صید کل مجاز)^۳

- محدودیت های مجوز صید

- محدودیت های تلاش ماهیگیری (روزهای ماهیگیری، تعداد سفر دریایی، تعداد روزها در دریا و غیره)

ب- شاخص های تنظیمی برای الگوی بهره برداری صحیح (شاخص های فنی)^۴

- محدودیت های تورهای ماهیگیری

- محدودیت های مناطق و زمان های ماهیگیری

- محدودیت های اندازه ماهیان

- ممنوعیت ماهیگیری در تخم ریزی

^۱Fisheries management measures

^۲Regulation measures to control fishing levels

^۳Limitation of total allowable catch (TAC)

^۴Regulation measures to correct the exploitation pattern (Technical measures)

ج- ابزار کنترلی دیگر (Bergh & Barkai, 1993)

-مالیات

-کنترل ارزش

توقف برداشت (ممنوعیت صید) در ماهیگیری های دریایی که اقدامات مدیریتی دیگر ناموفق بوده، به طور فزاینده ای متداول شده است (Myers et al., 1997; Woodrow, 1998). در بسیاری از مراکز شیلاتی فصول ممنوعیت صید، به خصوص در زمان فصل تخم ریزی می باشد (SAFMC, 2001). اجرای ممنوعیت کامل به علت عواقب اقتصادی آن کمتر اتفاق می افتد (Thunberg et al., 1993) و گاهی اوقات ممکن است تنها گزینه باقی مانده برای بازسازی جمعیت باشد. در ایران جهت مدیریت کردن بر ذخایر ماهی شوریده، بیشتر محدودیت های زمانی در فصل تخم ریزی اعمال می گردد که در این نوع محدودیت، صید ماهی شوریده در یک ماه از سال عموماً نیمه دوم اسفند ماه تا نیمه اول فروردین ماه ممنوع می گردد.

۹-۱- نقاط مرجع بیولوژیک^۱

نقاط مرجع بیولوژیک معیارهایی هستند که بوسیله آنها می توان موقعیت واقعی منابع ماهیگیری را ارزیابی کرد (Davis, 2003). اولین قدم در شناسایی مناسب نقاط مرجع بیولوژیک به طور واضح، تعریف کردن هدف مدیریت و سپس تلاش برای نشان دادن این اهداف با نقاط مرجع می باشد. این نقاط بر اساس ویژگی های بیولوژیک (یا اجتماعی - اقتصادی) ماهیگیری ها محاسبه می شود (Caddy & Mahon, 1995). نقاط مرجع بیولوژیکی حدود بهره برداری شیلاتی را با توجه به تولید مثل ذخیره، با هدف حفاظت از منابع نشان می دهند (Cadima, 2003).

^۱Biological reference point

دو نوع کلی از نقاط مرجع بیولوژیک وجود دارد. نقاط مرجع هدف بیولوژیک^۱ مورد نظر که نشان دهنده هدف میزان صید یا توده زنده می باشد و نقاط مرجع حد بیولوژیک^۲ که نشان دهنده یک نقطه مرزی است که نباید بیش

از آن باشد (Overholtz, 1999). اگر هدف مدیریت برای یک جمعیت حداکثر برداشت باشد بعضی از شکل های حداکثر برداشت پایدار^۳ به احتمال زیاد به عنوان نقاط مرجع بیولوژیک هدف، مورد استفاده قرار می گیرد. با این حال رویکرد مدیریت گذشته بر اساس نقاط مرجع، آسیب پذیری به بهره برداری بیش از حد را اثبات می کند زیرا عدم اطمینان در تعیین موقعیت جاری ماهیگیری در ارتباط با هدف، اغلب اجازه برداشت بیش از سطح پایدار را می دهد. به همین دلیل به صورت فزاینده ای حد نقاط مرجع هدف مورد استفاده مدیران قرار می گیرد. نقاط مرجع بیولوژیک در مدل های ارزیابی ذخایر با انواع منابع داده، از جمله لندینگ، صید به ازای تلاش^۴، طول ها، سن ها و اطلاعات دوره زندگی، محاسبه می شود. نقاط مرجع بیولوژیک برای جمعیتی که توده زنده^۵ آن کمتر از حداقل آستانه اندازه ذخیره^۶ و وقتی که مرگ و میر صیادی بیشتر از حداکثر آستانه مرگ و میر صیادی^۷ باشد مورد استفاده قرار می گیرد (Davis, 2003).

۱۰-۱- ارزیابی ذخیره

جهت ارزیابی یک ذخیره نیاز به عوامل زیر می باشد (Cadima, 2003):

- پایگاه داده ای مناسب

^۱Biological target reference point

^۲Biological limit reference point

^۳Maximum sustainable yield (MSY)

^۴Catch per effort

^۵Biomass

^۶Minimum threshold stock size

^۷Maximum threshold fishing mortality

-آنالیز داده های در دسترس

-پیشگویی کوتاه مدت و دراز مدت تولید^۱ و بیوماس

-تعیین نقاط مرجع بیولوژیکی در دراز مدت

-تخمین اثرات کوتاه مدت و دراز مدت استراتژی های مختلف بهره برداری شیلاتی بر تولید و بیوماس

۱-۱۱ - روش های ارزیابی ذخایر

روش های ارزیابی ذخایر و موارد مرتبط با آن در جدول (۱-۱) آورده شده است (Leonart, 2002).

جدول ۱-۱: روش های ارزیابی ذخایر و موارد مرتبط با آن

| ۱- روشهای غیرمستقیم | الف: روش تحلیلی | آنالیز جمعیت مجازی ^۱ |
|--------------------------------------|---------------------------|--|
| | | آنالیز کلاس های طولی |
| | | تولید به ازای بازگشت پذیری ^۲ |
| | | ارتباط ذخیره - بازگشت پذیری ^۳ |
| | | مدل تولید |
| | | بررسی تلاش |
| | ب: بررسی ها (تلاش) | بررسی اکوستیک ^۴ |
| | | بررسی تولید تخم روزانه |
| | | شمارش مستقیم |
| | | شمارش هوایی |
| | | شمارش زیر آب |
| ۲- علامت گذاری | | |
| ۳- روشهای آماری | الف-آنالیز | |
| | ب-مدل های خطی کلی | |
| ۴- رویکردهای اکولوژیک | | |
| ۵- رویکردهای اقتصادی بیولوژیک | | |
| ۶- تکنیکهای مدل سازی و علوم کامپیوتر | الف- شبیه سازی | |
| | ب- تخمین زدن | |
| | ج- بهینه سازی | |
| | د- تئوری بازی و تحلیل خطر | |

در این مطالعه جهت بررسی ذخایر ماهی شوریده از روش تولید به ازای بازگشت پذیری و آنالیز صید - سن^۵

(آنالیز جمعیت مجازی) استفاده شده است. آنالیز صید - سن ، ابزاری قوی برای بررسی وضعیت منابع ماهیگیری

^۱Virtual population analysis (VPA)

^۲Yield per recruit(Y/R)

^۳Stock-recruitment relation

^۴Acoustic survey

^۵Catch-Age Analysis

است و به طور معمول برای بسیاری از بهره برداری های اقتصادی ذخایر ماهی در سراسر جهان انجام می شود (Brodziak et al., 1998).

۱۲-۱- روش های جمع آوری داده ها

جهت جمع آوری داده ها در بررسی ذخایر آبزیان، چهار روش وجود دارد که شامل موارد ذیل می باشد (Bridson, 2001):

۱-۱۲-۱- استفاده از داده های ماهیگیری تجاری^۱

داده های ماهیگیری تجاری چگونگی تعامل ماهیگیران با ذخیره را به دقت مشخص می کند و اگر گزارشات صادقاته ارائه شده باشند این داده ها می توانند تصویر دقیقی از مرگ و میر ذخایر را نشان دهند. اطلاعات مهمی از قبیل اندازه صید کل، مشاهدات مقدار ماهیگیری و صید آن و اندازه و سن های موجود در صید از این روش بدست می آید. داده های ماهیگیری تجاری به سه صورت بدست می آید. یکی ثبت داده های تلاش و صید توسط ناظران مستقر بر شناور های صیادی که از جمله بهترین روشها می باشد. مسئله اصلی در این نوع گردآوری داده ها، پرهزینه بودن حضور ناظران بر شناورها است. روش دیگر استفاده از مشاهدات صید در مناطق تخلیه صید در ساحل می باشد که ارزانتر از روش قبلی می باشد. روش سوم بررسی کتابچه های ثبت روزانه ماهیگیران می باشد. از سه روش ذکر شده روش مشاهده بر روی شناور اطلاعات دقیق تری را به ما می دهد. در ایران معمولاً از روش ثبت و مشاهدات صید در ساحل استفاده می شود.

^۱ Commercial fishery data

۲-۱۲-۱- بررسی های شناور تحقیقاتی^۱

یکی دیگر از روش های جمع آوری داده ها بررسی شناور تحقیقاتی می باشد، که بسیار گران است. مزیت اصلی آنها این است که می توانند از طرح نمونه گیری خوبی برخوردار و همچنین توانایی تورهای متفاوت در صید ماهیان را مطالعه کنند. یکی از روش های بررسی های تحقیقاتی جهت برخی از جمعیت ها که در سطح فراوانترند، مشاهده بصری می باشد. در این روش فقط تعداد شمارش می شود و هیچگونه اطلاعات دیگری در مورد جنس و سن جمعیت را روشن نمی کند. به همین ترتیب به ندرت استفاده می شود. بررسی اکوستیک روش دیگر می باشد، که مزیت آن عدم آسیب رساندن به ماهی می باشد. با این حال برخی مشکلات آن احتیاج به حل شدن دارد. شایع ترین استفاده بررسی های تحقیقاتی با استفاده از تورهای ماهیگیری تجاری در تقلید از ماهیگیری تجاری می باشد (Bridson, 2001).

۳-۱۲-۱- داده های علامت گذاری^۲

روش سوم جمع آوری داده ها استفاده از علامت گذاری استاندارد می باشد. در این روش بازماندگی، حرکت، مرگ و میر و تعداد ماهی را می توان تخمین زد. این روش نیز مشکلات خاص خود را دارد. (Bridson, 2001).

۴-۱۲-۱- آزمایشات آزمایشگاهی^۳

روش آخر جمع آوری داده است. مزیت این روش این است که پارامترهای تاریخ زندگی ماهی مانند رشد را می توان بطور دقیق با توجه به مشخص بودن سن واقعی ماهی، حرارت و محیطی که در آن زندگی می کند، را اندازه گیری کرد. با این حال نتایج آزمایشگاهی را نمی توان ترجمه کامل زندگی در محیط طبیعی که وضعیت

^۱Research survey data

^۲Tagging data

^۳Laboratory experiments

آن از ساعتی به ساعتی و از منطقه ای به منطقه ای تغییر میکند، قلمداد کرد. علاوه بر این ساختن تانک هایی با عمق و بزرگی که تکراری از محیط طبیعی ماهی است، مشکل می باشد (Bridson, 2001).

۱۳-۱- مدل سازی جمعیت ها^۱

مدل ها، ابزاری جهت کمک به درک بهتر پیچیدگی های جهان اطراف ما می باشند. یک مدل خوب می بایستی جهت استفاده، ساده و قابل درک باشد و در مدت زمان کوتاه نتایج قابل اعتماد را بدهد و دانش ما را در زمینه های مورد علاقه افزایش دهد.

۱۳-۱-۱- مدل های ارزیابی ذخایر^۲

یکی از سوال های اولیه که به وفور در ماهیگیری ها مطرح می باشد این است که چقدر ماهی وجود دارد و چه میزان از آن به صورت ایمن برداشت می شود. اقیانوس ها دارای محدودیت هستند و منابع ماهی آن پایان ناپذیر نیستند و مدل های مختلفی برای ارزیابی ذخایر آن استفاده می شود. در کشور آمریکا برای ۲۱۲ ذخیره، ۳۹/۲ درصد با مدل ساختار سنی، ۲۸/۳ درصد با مدل فراوانی، ۸ درصد با مدل تولید و ۶/۱ درصد با مدل کاهش، ذخایر ارزیابی و مابقی ارزیابی نشده اند (Bridson, 2001).

اساس مدل های ارزیابی، غالباً بطور عمده بر داده های تجاری گذاشته شده است. با این حال داده های انواع دیگر مانند داده های علامت گذاری برای اطلاعات مرگ و میر طبیعی ضروری است (Bridson, 2001). برای ماهیگیری تجاری چندین مدل ارزیابی متفاوت وجود دارد. با وجود این که ماهی در طول زندگی تولید مثل میکند و تخم ریزی با سن آن تغییر می کند، استفاده از مدلی که جمعیت را به گروه های سنی تقسیم می کند می تواند ارائه بهتری به ما بدهد. برآورد ساختار سنی جمعیت برای ارزیابی بسیاری از ذخایر، بسیار مهم میباشد. مدل های ارزیابی ذخایر مورد استفاده مدیریت شیلاتی نیاز به تخمین دقیقی از ساختار سنی جمعیت ماهی دارند.

^۱Populations Modeling

^۲Assessment models

که این ساختار اغلب با تفسیر حلقه های سالانه در برش اتولیت ها از تعدادی افراد در هر کلاس سنی مشتق میشوند (Cardinle et al., 2000). ذخایر ماهی اغلب بوسیله مدل های تولید ساده، مدل های نوع Deriso، مدل های تولید وابسته به سن، مدل های تخلیه ای^۱ و روش های تخمین های وابسته به سن های مختلف مانند آنالیز جمعیت های مجازی و آنالیز صید در سن ارزیابی می شوند (Xiao, 2007). اما وی مدل های ارزیابی را به چهار دسته اصلی تقسیم کرده است که عبارتند از:

– مدل های تولید^۲

– مدل های نوع Deriso

– مدل های تخلیه ای

– مدل های وابسته به سن

دو تا از مهم ترین مدل های توسعه یافته در علوم شیلاتی، آنالیز جمعیت مجازی تک گونه ای^۳ و آنالیز جمعیت مجازی چند گونه ای^۴ می باشد، که آنالیز تک گونه ای با موفقیت در مدل سازی پویایی جمعیت ماهیان، اعمال شده است (Xiao, 2007). این مدل از مهم ترین تئوری های توسعه یافته در علوم شیلاتی می باشد و اساس آن بر دو معادله دیفرانسیل معمولی بنا شده است که پویایی جمعیت گونه های منفرد را توصیف می کند. معادلات آن در طی روش ها، شرح داده خواهد شد.

ارزیابی تک گونه ای معمولاً شامل مراحل زیر می باشد (Hollowed et al., 2000):

- هدایت کردن بازسازی تاریخی ذخیره به ایجاد پارامترهای کلیدی و ارتباط به توصیف وضعیت کنونی ذخیره
- پیشنهاد اقدامات خاص (مانند صید کل مجاز) که ذخایر را به سمت وضعیت مطلوب هدایت می کند (پیش بینی کوتاه مدت)

^۱Depletion methods

^۲Production models

^۳Singel species virtual population analysis (SVPA)

^۴Multi species virtual population analysis (MSVPA)

- پیش بینی های بلند مدت وضعیت احتمالی آینده ذخیره، تحت سناریوهای مختلف مدیریتی به ایجاد وضعیت مطلوب

- توصیه برای استحکام روش های مدیریتی (رویکرد پیشگیرانه)

۲-۱۳-۱- مدل ساختار سنی یا آنالیز جمعیت مجازی

آنالیز جمعیت مجازی، اساساً آنالیز صید ماهیگیری تجاری می باشد که از آمار شیلاتی همراه با اطلاعات دقیق از ترکیب هر کوهورت^۱ با صید بدست می آید که معمولاً از طریق برنامه های نمونه گیری و قرائت سن بدست می آید. کلمه مجازی توسط Fry در سال ۱۹۴۹ بر اساس قیاس با "تصویر مجازی" شناخته شده از فیزیک، معرفی شده است. جمعیت مجازی، یک جمعیت ایجاد شده توسط روش، بر اساس داده های واقعی صید و پیش فرض سطوح مرگ و میر طبیعی و مرگ و میر صیادی نهایی می باشد (Sparre and Venema, 1998).

مدل جمعیتی، یک اصل عمومی میان تمام روش های آنالیز جمعیت مجازی می باشد. مدل، تعداد ماهی در یک کوهورت را که اساس آن بر روی گذشته های ماهی و سن آن بنا نهاده شده است را تعریف می کند. یک کوهورت گروهی از ماهیان هستند که تمامی آنها دارای سن تقریباً مشابه هستند. مدل های ماهیگیری سعی میکنند اثرات صید را بر جمعیت ماهیان اندازه گیری کنند، اما مدل های جمعیتی معمولاً سیمای تغییرات ذخیره در سری های زمانی را نشان می دهد. بطور کلی اساس ارزیابی ذخیره بر مدل پویایی جمعیت بنا شده است که چگونگی تغییر ساختار - سنی را در زمان تعریف می کند (Lassen & Medley, 2000).

مدل تحلیلی یا جمعیتی^۲ برای یک ذخیره واحد^۳ بکار برده می شود. ذخیره واحد گروهی از ماهیان هستند که متعلق به یک گونه می باشند و رویهم یک واحد تولید مثلی را بوجود می آورند. ذخیره ای واحد فرض می شود

^۱Cohort

^۲Analytical or Population models

^۳Stock unit

که دارای یک سیکل زندگی مشابه، میزان رشد مشابه و بطور کلی یک واحد بیولوژیکی ساده باشد. ذخیره واحد به کوهورت‌ها شکسته می‌شوند. این بدان معنی است که یک کوهورت دارای اندازه‌های متفاوتی در یک نقطه از زمان می‌باشد. از این گذشته یک کوهورت در یک زمان مشابه بالغ می‌شوند. استفاده از مدل آنالیز کوهورت‌ها^۱ نیاز به روش‌های آزمایشی جهت جدا کردن کوهورت‌های متفاوت دارد. معمولاً تعیین سن بوسیله اتولیت یا فلس یکی از این روش‌ها می‌باشد (Lassen & Medley, 2000).

با استفاده از کلید، سن-طول بدست آمده از نمونه‌گیری‌ها، فراوانی طولی صید به فراوانی سنی تبدیل می‌گردد. که با در دست داشتن ترکیب سنی برای هر سال، صید کل سالانه، میانگین وزن برای هر سن و مرگ و میر طبیعی با استفاده از روش آنالیز جمعیت مجازی (VPA)، تعداد ذخیره^۲، زی توده، تعداد در صید^۳، وزن صید^۴ و مرگ و میر صیادی برای هر گروه سنی و برای همه سال‌ها قابل برآورد می‌باشد.

آنالیز جمعیت مجازی در ارزیابی ذخیره بطور وسیعی استفاده می‌شود. بطور مثال جهت ارزیابی ماهی در شمال شرق و غرب آتلانتیک، شمال پاسفیک، استرالیا، نیوزیلند، آفریقای جنوبی، آرژانتین، پرو و شیلی استفاده می‌شود (Lassen & Medley, 2000). مزیت استفاده از آنالیز جمعیت مجازی این است که با یک بار شناخته شدن سابقه موجود، پیش بینی صید آن آسانتر می‌شود که معمولاً یکی از مهم‌ترین وظایف دانشمندان شیلاتی است (Sparre and Venema, 1998).

روند ارزیابی یک ذخیره از سه قسمت تشکیل می‌شود (Lassen & Medley, 2000):

۱- تخمین وضعیت جاری ذخیره

۲- برآورد تولید، بیوماس کل، بیوماس ذخیره تخم‌ریزی‌کننده و بازگشت‌پذیری برای سناریوهای معین مرگ

و میر صیادی

^۱Cohort analysis model

^۲Stock in number

^۳Catch in number

^۴Catch weight

- ۳- رابطه وضعیت ذخیره - برآورد و تعدادی از نقاط مرجع بیولوژیکی و وضعیت ذخیره به صورت زیر تعریف می شود (Lassen & Medley, 2000):
- اندازه ذخیره، تعداد ماهی در گروه سنی در یک نقطه معین در زمان
 - تولید ذخیره، رشد، بلوغ، هماوری و بازگشت پذیری
 - مرگ و میر ذخیره، که از مرگ و میر ماهیگیری و طبیعی تشکیل می شود
- نتایج ارزیابی ذخیره معمولاً تخمین هایی از وضعیت های مختلف از ذخیره را نشان می دهد و برآوردها بر اساس تخمین هایی از پارامترهای دینامیک جمعیت از جمله موارد زیر می باشد (Lassen & Medley, 2000):
- فراوانی گروه های سنی مسن
 - بازگشت پذیری
 - مرگ و میرها
 - بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده^۱
 - ارتباط ذخیره با تعدادی از نقاط مرجع بیولوژیک
 - بسط دادن برآورد تولید، بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده و بازگشت پذیری برای سناریوهای معین مرگ و میر در زمان های کوتاه، متوسط و بلند
 - ارزیابی وضعیت ذخیره در داخل و خارج حدود اطمینان بخش
- روش آنالیز جمعیت مجازی به اطلاعات ساختار سنی نیاز دارد. معمولاً سن - در - صید از یک نمونه بزرگ فراوانی اندازه و یک نمونه کوچک سنی برای کلید سن - طول^۲ بدست می آید. صید در تعداد ماهی و میانگین وزن معمولاً از اطلاعات تولید کل (صید در وزن) از برنامه آماری ماهیگیری و نمونه گیری بیولوژیکی بدست

^۱Spawning stock biomass (SSB)

^۲Age-length key (ALK)

می آید. اطلاعات بیولوژیکی وزن میانگین افراد را که می توانند جهت محاسبه تعداد، استفاده شود در اختیار قرار می دهد. ترکیب سنی صید از طریق کلید سن - طول یا نمونه گیری تصادفی سنی از صید بدست می آید.

بطور کلی اطلاعات جامع مدل شامل موارد زیر می باشد (Lassen & Medley, 2000):

- صید کل در تعداد با سن و سال
- تخمین های فراوانی در مدت مستقل، برای یک یا چند گروه سنی
- شاخص های فراوانی برای یک یا چند گروه سنی
- شاخص های بیوماس
- شاخص های تلاش
- میانگین وزن در سن و در سال های مختلف و وضعیت ذخیره در یک نقطه معین از زمان به صورت زیر نمایش داده می شود (Lassen & Medley, 2000):
- تعداد ذخیره در گروه سنی
- میانگین وزن افراد ذخیره در گروه سنی
- میانگین وزن افراد در صید با سن
- نسبت بلوغ در گروه سنی
- و در مدیریت ذخایر اساس توسعه یک ذخیره روندهای زیر می باشد (Lassen & Medley, 2000):
- رشد
- بازگشت پذیری
- بازماندگی
- مرگ و میر صیادی
- مرگ و میر طبیعی

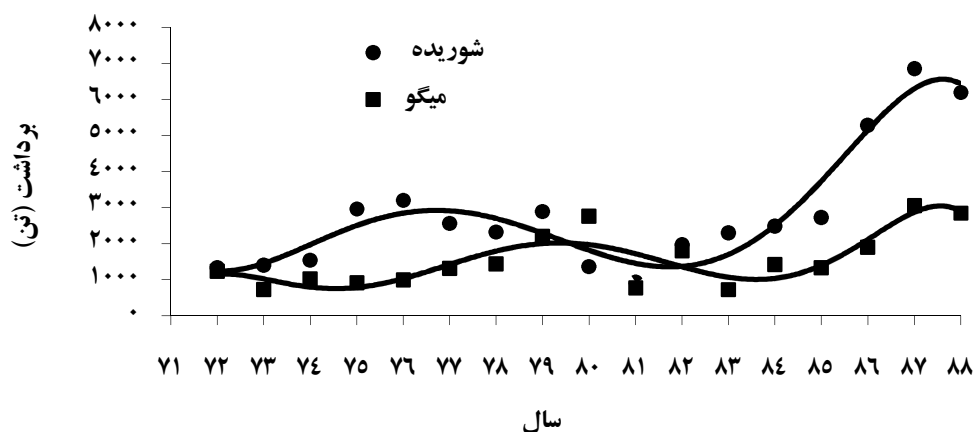
۱۴-۱- روابط غذایی

اکوسیستم یک واحد طبیعی، متشکل از موجودات زنده و خواص فیزیکی و شیمیایی (غیر زنده) محیط زیست خود می باشد. اکوسیستم دریایی از بسیاری اکوسیستم های کوچکتر ساخته شده است. گونه های درون هر اکوسیستم با یکدیگر و با گونه های سایر واحدهای اکوسیستم با یک شبکه پیچیده به نام شبکه غذایی با هم مرتبط هستند (Bergh & Barkai, 1993).

شبکه غذایی در اکوسیستم آبی، بطور فشرده با توجه به اثر متقابل مصرف کننده (از بالا به پایین) و منابع (از پایین به بالا) و اثر بر فراوانی و ترکیب گونه ای مورد مطالعه قرار گرفته است (Worm & Myers, 2003). تعامل بیولوژیک در اکوسیستم های دریایی، بین گونه ها و همچنین داخل گونه ها ممکن است اثرات معنی داری روی دینامیک ذخایر داشته باشد و می تواند منجر به تغییرپذیری بالا، فراوانی مشاهده شده در بازگشت پذیری و اندازه ذخیره گردد. اثرات متقابل بیولوژیک در بیشتر محیط های پایدار ممکن است به راحتی مشاهده و تست شود. سه نوع رابطه اصلی متقابل درون گونه ای وجود دارد: شکارگری، رقابت و همیاری. رابطه شکارگری در طبیعت غالباً به سادگی قابل مشاهده و تعداد آن را می توان تعیین کرد. چون میزان مصرف یک گونه از گونه دیگر می تواند از طریق اندازه گیری محتویات معده و بدست آوردن مدل های مناسب از اعمال هضم یا دفع معده قابل مشاهده و اندازه گیری باشد. با این وجود اثر شکارگری بر دینامیک و تراکم ذخیره مورد بحث خیلی کم ملموس می باشد. جهت نشان دادن رابطه شکارگری معمولاً داده های محتویات معده با یک مدل میزان هضم مورد نیاز می باشد. میزان مرگ و میر توسط شکارچی از طریق محتویات معده، اطلاعات سن - در - صید و اطلاعات فراوانی طولی محاسبه می شود (Magnusson, 1999). دینامیک ذخایر ماهی بسیار متأثر از شکارچیان و برداشت شیلانی می باشد (Whipple et al., 2000). اثر ماهیان شکارچی روی اکوسیستم های آبی می تواند معنی دار باشد. مرگ و میر توسط شکارچی می تواند فراوانی محلی شکار را کاهش دهد و ممکن است بازسازی شکار در بعضی سیستم ها را محدود کند. شکار بوسیله ماهی اغلب وابسته به اندازه منجر به مرگ و میر

در مراحل خاص زندگی شکار می شود و به تغییرات احتمالی در پراکنش اندازه افراد بازمانده می شود. برای شروع تعیین اثرات بالقوه شکار ماهی روی ساختار جامعه و جمعیت شکار، اطلاعات دقیق از عادت غذایی شکارچیان مهم مورد نیاز می باشد (Scharf & Schlicht, 2000).

در مطالعات تئوری و تجربی در تعامل گونه ای تاکید اصلی بر شکار شده است چون مشاهده آن نسبتاً آسان است و احتمالاً مهمتر از رقابت می باشد. شکار اثر قابل اندازه گیری و معنی داری بر پویایی ذخایر و در دراز مدت بر اندازه ذخایر دارد (Magnusson, 1999). میگو یکی از گونه های بی مهره قابل صید در سواحل گلی شمال غرب خلیج فارس می باشد. میزان صید آن در سال ۱۳۸۸ در حدود ۳۰۰۰ تن گزارش شده است (گزارش سالانه اداره کل شیلات، ۱۳۸۸). ماهی شوریده یکی از گونه هایی است که در جوانی از میگو تغذیه می کند (اسکندری، ۱۳۷۶). بنابراین با توجه به رابطه شکار و شکارچی احتمالاً این دو گونه می توانند بر ذخایر هم موثر باشند. همانطوری که در شکل (۱-۳) مشاهده می شود می توان گفت که روند صید آنها تحت تاثیر یکدیگر می تواند باشد.



شکل ۱-۳- تغییرات میزان صید میگو و ماهی شوریده در سواحل خوزستان (۱۳۷۲-۱۳۸۸)

۱۵-۱-پیشینه مطالعات

با توجه به پراکنش ماهی شوریده در دریای عمان و خلیج فارس در ایران مطالعات مختلفی بر روی آن انجام شده است. آژیر (۱۳۸۷) برخی از خصوصیات زیستی آن را در دریای عمان در سواحل ایران مورد بررسی قرار داده است. همچنین بیولوژی تغذیه ماهی شوریده و ذخایر آن در سواحل دریای عمان مطالعه شده است (بندانی، ۱۳۷۹). پارامترهای رشد ماهی شوریده با استفاده از اطلاعات فراوانی طولی در سه استان بوشهر، هرمزگان و سیستان و بلوچستان از آبان ۱۳۷۹ تا اسفند ۱۳۸۰ توسط تقوی و همکاران (۱۳۸۳) مورد مطالعه و تحقیق قرار گرفت. در آبهای هرمزگان و خوزستان پارامترهای رشد آن با استفاده از برش اتولیت تخمین زده شده است (صفاهیه، ۱۳۷۵؛ کمالی و همکاران، ۱۳۸۵). در آبهای بوشهر و خوزستان نیز پارامترهای رشد و مرگ و میر آن با استفاده از داده های فراوانی طولی تعیین شده است (نیامیندی، ۱۳۷۸؛ امامی، ۱۳۸۵؛ پارسامنش و همکاران، ۱۳۷۹). مقدار چربی و پروتئین در بافت ماهی شوریده در سواحل هندیجان نیز بررسی گردیده است (رونق، ۱۳۷۶). همچنین میزان فلزات سنگین در بافت های مختلف این گونه در سواحل خوزستان اندازه گیری شده است (مهوری حبیب آبادی، ۱۳۷۷). بیولوژی تولید مثل و تغذیه آن نیز در سواحل خوزستان مورد بررسی قرار گرفته است (اسکندری، ۱۳۷۶).

در آبهای کویت، بیولوژی تولید مثل (Abu-Hakima, 1984)، مقایسه پارامترهای رشد بدست آمده از داده های سنی و طولی (Almatar, 1993)، تعیین زیستگاه های تغذیه ای و ترکیبات غذایی (Euzen, 1987) برش بافت غدد جنسی و تعیین بلوغ تخمک ها و فراوانی و ریتم تخم ریزی (Dadzie, 2007) تعیین ساختار بیضه و سیکل تخم ریزی (Dadzie & Seedo, 2004) و ارزیابی ذخایر (Matheus & Samuel, 1985) ماهی شوریده مورد مطالعه قرار گرفته است.

در آبهای عراق نیز ارزیابی ذخیره (Ali et al., 2002) تغذیه و ترکیبات غذایی (Nasir, 2000) صید، رشد و ارزیابی ذخیره در مصب رودخانه اروند (Mohamed et al., 1998) بررسی شده است.

در آبهای پاکستان، پارامترهای رشد با استفاده از داده های فراوانی طولی تخمین زده شده است (Iqbal, 1995). در آبهای هند ذخایر و رشد خانواده شوریده ماهیان از جمله ماهی شوریده (Apparao, 1992; Chakraborty, 2001) تعیین رابطه طول و وزن (Chakraborty, 1992) تغذیه و ترکیب غذایی (Pillai, 1983; Nair, 1980; Passoupathy & Natarajan, 1987) مطالعه گردیده است.

در آبهای فیلیپین پارامترهای رشد با استفاده از داده های فراوانی طولی (Ingles & Pauly, 1984) و پویایی جمعیت آن (Novaluna, 1982) بررسی شده است.

در آبهای آفریقای جنوبی، سن و پارامترهای رشد (Brash & Fennessy, 2005) و در سواحل شرقی آن یولوژی ماهی شوریده بررسی گردیده است (Fennessy, 2000) و در آبهای موزامبیک پویایی جمعیت آن مطالعه شده است (Schultz, 1992). در خلیج مکزیک Waggy و همکاران در سال ۲۰۰۶ تاریخچه زندگی تولید مثلی خانواده سیانیده را بررسی کرده است و آنها را به سه گروه دسته بندی کرده است. گروهی که ارزش تجاری و تفریحی بالایی دارند و می توان آنها را سیانیدهای بزرگ نامید. این دسته در مقایسه با دیگر سیانیدها طول عمر دراز، حداکثر اندازه بزرگتر، اندازه و سن در بلوغ بزرگتر، فراوانی تخم ریزی کوتاهتر و هماوری نسبی کمتری دارند. در مقابل سیانیدهای کوچکتر هستند که به صورت صید ضمنی در تور ترال می آیند و سیانیده های کوچکتر نامیده می شوند. این گروه، طول عمر کوتاه، حداکثر اندازه کوچکتر، اندازه و سن در بلوغ کوچکتر، فصل تخم ریزی کوتاه، فراوانی تخم ریزی بالا و هماوری نسبی زیادی دارند. اشتراک صفات دو گروه در گروه دیگری با اندازه و سن متوسط و صفات دیگر تاریخ زندگی دیده می شود.

در تمامی مطالعات از داده های سن - صید، جهت بررسی ذخایر ماهی شوریده استفاده نشده و فقط در برخی موارد از آنالیز جمعیت مجازی با استفاده از داده های فراوانی طولی فقط برای یک سال استفاده شده است. لذا به منظور نشان دادن کاربرد این روش در ارزیابی ذخایر و نشان دادن وضعیت گذشته، حال و آینده ذخیره، برخی مطالعات مرتبط با این تحقیق در مورد گونه های دیگر آورده شده است.

آنالیز جمعیت مجازی گونه *Priacanthus macracanthus* در آبهای شمال شرق تایلند با استفاده از داده های فراوانی طولی، طی سال های ۱۹۹۴ تا ۱۹۹۷ انجام شده است (Liu & Cheng, 1999). در آبهای غرب و مرکز بالتیک، مدل ارزیابی ذخایر ساختار سنی شامل مهاجرت، توسعه یافته و جهت تست اثرات مهاجرت بر ارزیابی و مدیریت ماهی هرینگ مورد استفاده قرار گرفته است (Horbowy, 2005). ذخایر ماهی منهدن آتلانتیک^۱ با استفاده از آنالیز برگشتی جمعیت مجازی ارزیابی شد (Cadrin & Vaughan, 1997). در آبهای پرتغال نتایج حاصل از آنالیز جمعیت مجازی ذخایر لابستر نروژی^۲ با استفاده از دو روش برای تبدیل طول به سن را Caramelo در سال ۱۹۹۶ مقایسه کرده است. Weizhong et al. (2003) کاربرد و اصلاح آنالیز جمعیت مجازی در ارزیابی ذخایر، فایل ماهی^۳ (Filefish) را مورد مطالعه قرار داده است. آنالیز جمعیت مجازی با استفاده از ساختار - اندازه برای تون باله آبی^۴ توسط Cooke & Lankester (1996) در سال ۱۹۹۶ شرح داده شده است و برخی مزایا و معایب آن را نسبت به رویکرد ساختار - سن مورد بحث قرار داده است. تخمین مرگ و میر و تعداد ماهی صوف نوک تیز^۵ در دریاچه ای در استونی، بوسیله آنالیز جمعیت مجازی انجام شده است (Jaerwalt, 1998). در اقیانوس هند از به هنگام کردن آنالیز جمعیت مجازی ذخایر ماهی تون آلباکور^۶ به این نتیجه رسیده اند که مدل آنالیز جمعیت مجازی می تواند بهره برداری ذخایر و نوسانات آنرا در اقیانوس هند به خوبی نشان دهد (Ying-Chou & Chiang, 1996). پارامترهای بیولوژیک برای مدیریت ماهیگیری گونه های میش ژاپنی^۷ و تراولی نقره ای^۸ در غرب استرالیا استفاده شده است (Farmer et al., 2005)

^۱*Brevortia tyrannus*^۲*Nephrops norvegicus*^۳*Thamnaconus septentrionalis*^۴*Thunnus thynnus*^۵*Stizostedion lucioperca*^۶*Thunnus alalunga*^۷*Argyrosomus japonicus*^۸*Pseudocaranx dentex*

Ueda et al., (2001) آنالیز جمعیت مجازی را بر اساس گروه های وزنی و طولی بررسی کرده است و نتایج آن را با هم مقایسه کرده است. پارامترهای رشد و آنالیز جمعیت مجازی ماهی اردک بمبئی^۱ در آبهای ساحلی بنگلادش با استفاده از داده های فراوانی طولی توسط Nurul Amin در سال ۲۰۰۱ انجام شده است. Lee & Gates در سال ۲۰۰۷ آنالیز جمعیت مجازی را به عنوان یک رویکرد سازمانی جدید در مدیریت ماهیگیری بیان کرده است و الگوی برداشت ماهیگیران را تحت رژیم جمعیت مجازی و دسترسی آزاد و مالکیت انحصاری مقایسه کرده است. Chen و همکاران در سال ۲۰۰۸ آنالیز جمعیت مجازی را با کالیره کردن برای ارزیابی ذخایر مورد استفاده قرار داد. Ahmed و همکاران در سال ۲۰۰۳ پویایی جمعیت و ارزیابی ذخیره ماهی کاتلا^۲ در بنگلادش را با استفاده از داده های فراوانی طولی انجام داده است. Berenboim و همکاران در سال ۲۰۰۰ اثر ماهی کاد^۳ بر دینامیک ذخایر میگوی شمالی^۴ را در دریای بارنتز بررسی کرده است. آنالیز تعداد تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری کوسه ماهی درنده پلاژیک^۵ در آبهای تایوان از طریق آنالیز جمعیت مجازی مورد مطالعه قرار گرفته است (Liu et al., 2006). ارزیابی ذخایر کوسه باله کوتاه ماکو^۶ در آبهای اقیانوس آرام با استفاده از به ازای ازای بازگشت پذیری و آنالیز جمعیت مجازی مورد مطالعه قرار داده اند (Chang & Liu, 2009). ارزیابی ذخایر ماهی هاک اروپایی^۷ با استفاده از روش آنالیز جمعیت مجازی انجام شده است (Aldebert & Recasens, 1996). همچنین Congging et al., (2006) از آنالیز جمعیت مجازی به عنوان مدل اصلی جهت آنالیز ساختار سنی داده های صید و دوباره گیری استفاده کرده است. در آبهای مالاکا در مالزی ذخایر میگوی سرجستیده^۸ Amin et al.,

^۱*Harpodon nehereus*

^۲*Catla catla*

^۳*Gadus morhua*

^۴*Pandalus borealis*

^۵*Alopias pelagicus*

^۶*Tsurus oxyrinchus*

^۷*Merluccius merluccius*

^۸*Acetes indicus*

(2009)، در آبهای تایلند ذخایر خرچنگ آبی^۱ (Sawusdee & Songrak, 2009)، در ایتالیا ذخایر میگوی قرمز^۲ (Bianchini et al., 2003)، در آبهای کویت ذخایر ذخایر مید^۳ (Dadzie et al., 2005) ماهی طبال سیاه^۴ در سواحل شرقی ایالات متحده (Jones & Wells, 2001) در جنوب شرقی مدیترانه در مصر ذخایر ماهی کفشک گرد^۵ و سیم سر طلایی^۶ (Mehanna, 2007a,b)، در آبهای تایوان ذخایر نیزه ماهی^۷ (Sun et al., 2005) با استفاده از مدل تولید، بیوماس تخم ریزی کننده و بیوماس به ازای بازگشت پذیری مورد بررسی قرار گرفته اند. Katsukawa در سال ۲۰۰۵ سناریوهای مختلف مدیریت ماهیگیری جاری و جایگزین را بر اساس نمودارهای تولید، تخم ریزی و درآمد به ازای بازگشت پذیری ماهی شیر ژاپنی^۸ به کار برده است. Buckel et al., (1999) بیوماس مصرفی توسط توسط ماهیان شکارچی و برداشت از راه صیادی را مقایسه کرده است.

۱-۱۶- اهمیت مطالعه

جمعیت ماهیان در صورتی که بهره برداری از آنها برنامه ریزی شده باشد تجدید پذیر می باشند بنا براین ماهیگیری یکی از منابع با اهمیت و مهم درآمدی در هر کشوری به لحاظ اقتصادی می باشد. ماهی شوریده از مهمترین گونه های شیلاتی و از جمله گونه های ممتاز و درجه یک منطقه محسوب می شود. که میانگین صید ۱۰ ساله آن در حدود ۲۲۰۰ تن بوده است. با احتساب میانگین کیلویی ۶۰۰۰۰ ریال برای ماهی شوریده میتوان گفت در حدود ۱۳۲ میلیارد ریال درآمد سالانه آنها باشد. در خوزستان حدود ۲۰۸۲ لنج و قایق صیادی در ماه

^۱Portunus pelagicus

^۲Aristaemorphia foliacea

^۳Liza klunzingeri

^۴Pogonias cromis

^۵Solea aegyptiaca

^۶Sparus aurata

^۷Xiphias gladius

^۸Scomber japonicus

های مختلف سال خصوصاً در ماه های مهر تا فروردین این گونه را صید می کنند. لذا نوسانات زیاد صیادی و کاهش ذخیره آن می تواند اثر زیادی بر اقتصاد جامعه صیادی و همچنین مسایل دیگر اجتماعی از قبیل کاهش اشتغال را بدنبال داشته باشد. به همین علت با توجه به نقش این گونه در جامعه صیادی، بررسی وضعیت ذخیره آن و توصیه راهکارهای مدیریتی لازم جهت حفظ و بهره برداری مناسب ضروری به نظر می رسد.

۱۷-۱- فرضیه های تحقیق عبارتند از:

- ۱- پارامترهای رشد ماهی شوریده نسبت به گذشته بیشتر شده است.
- ۲- نقاط مرجع بیولوژیکی ماهی شوریده مطلوب است.
- ۳- شاخص های جمعیتی ذخیره ماهی شوریده مطلوب است.
- ۴- بین ذخیره ماهی شوریده و میزان مصرف میگو همبستگی وجود دارد.
- ۵- می توان با استفاده از مدل های مناسب ذخایر ماهی شوریده را محاسبه نمود.

۱۸-۱- اهداف تحقیق

جهت توسعه ماهیگیری و حفظ پایداری صید، مدیریت های شیلاتی نیاز به یکسری اطلاعات فوری از ذخایر دارند. که این اطلاعات متأسفانه در خصوص ماهی شوریده وجود ندارد. به همین منظور این مطالعه با هدف کلی تعیین شاخص های ساختار جمعیت و روند آنها در گذشته، حال و آینده به مورد اجرا در آمد. لذا برای رسیدن به هدف کلی نیاز به تعیین ویژگیهای زیر می باشد:

- ۱- تعیین پارامترهای بیولوژیک مانند سن بلوغ، رشد و غیره
- ۲- تخمین ضرائب مرگ و میر
- ۳- تعیین نقاط مرجع حد، هدف و پیشگیرانه بیولوژیکی ذخیره جهت برداشت پایدار
- ۴- تعیین نسبت مصرف به بیوماس ذخیره

۵- تعیین میزان مصرف شکارچی و برداشت از شکار

۶- تعیین رابطه شکارچی و شکار

فصل دوم: مواد و روشها

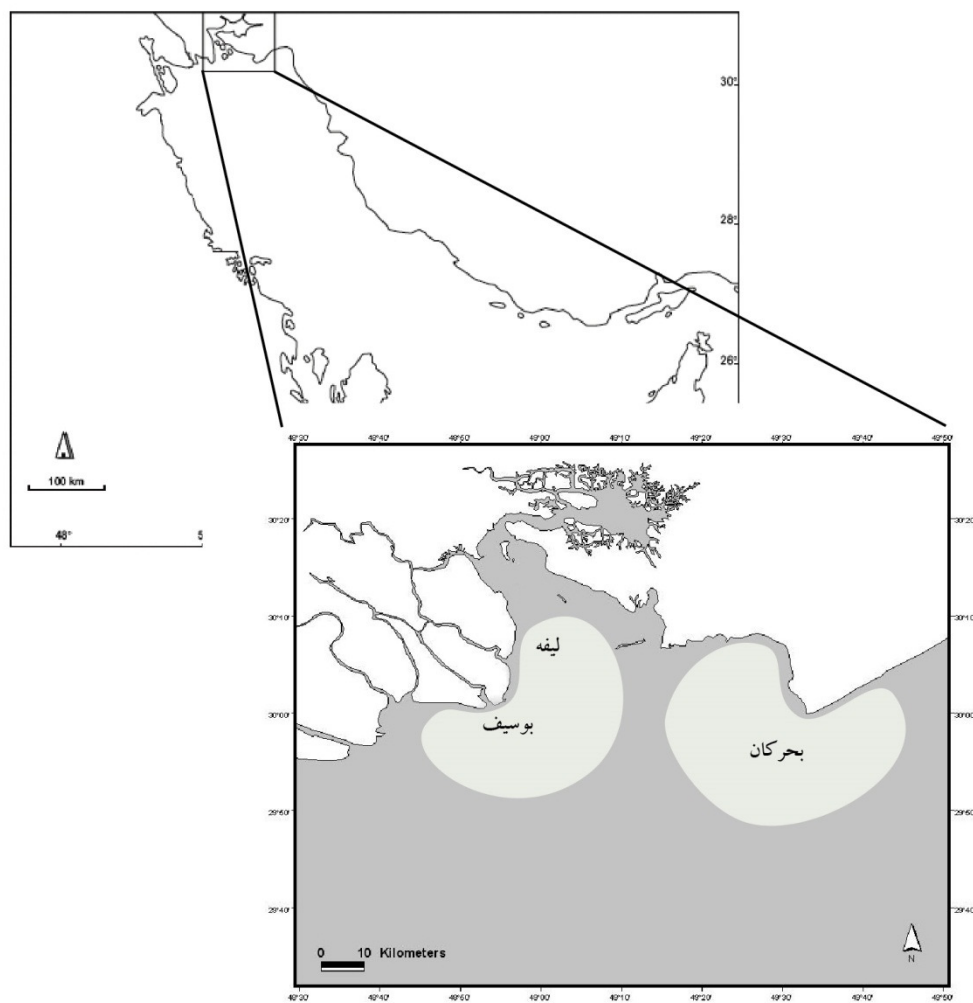
۱-۲- منطقه مورد مطالعه و نمونه گیری

نمونه گیری در سواحل استان خوزستان در جنوب غربی ایران بین طول جغرافیایی حدود $48^{\circ}45'$ و $49^{\circ}50'$ شرقی و عرض جغرافیایی $29^{\circ}48'$ تا $30^{\circ}06'$ شمالی انجام گردید (شکل ۱-۲). در مدت یک سال به طور ماهانه (مهر ۱۳۸۶ تا شهریور ۱۳۸۷) با استفاده از کشتی اختر متعلق به پژوهشکده آبی پروری جنوب کشور بطور تصادفی از ۱۰ نقطه در مناطق صیادی بحرکان و لیفه و بوسیله با استفاده از تور ترال ماهی، نمونه گیری انجام شد. مدت زمان تور کشی یک ساعت در نظر گرفته شد. تور مورد استفاده برای صید، تور ترال کف بود. طول طناب بالایی^۱ این تور ۲۰ متر و طول طناب پائین^۲ ۲۱ متر است. قطر چشمه تور در قسمت بدنه تور برابر ۴۵ میلیمتر است و در قسمت کیسه انتهایی^۳ ۲۵ میلیمتر است. طول کیسه انتهایی ۴/۵ متر و عرض آن ۱/۷۵ متر و طول طول عمودی بین طنابهای بالایی و پائینی تور ۳/۷۵ متر است. پس از تخلیه کل صید بر عرشه شناور میزان کل صید تخمین زده شده، سپس نمونه های ماهی شوریده جداسازی و توزین شد. جهت تعیین پراکنش طولی، طول بلوغ، ترکیب سنی و تغذیه با توجه به میزان صید ۱/۵ تا ۱۰ درصد از نمونه ها بطور تصادفی برداشته شده و در جعبه های حاوی پودر یخ قرار داده شده تا روند هضم باکتریایی معده ماهی کاهش یابد و شناسایی شکار آسان تر گردد (Bachok, et al., 2004). نمونه های ماهی صید شده جهت آنالیز بیشتر به آزمایشگاه انتقال داده شد.

^۱Head rope

^۲Foot rope

^۳Cod end



شکل ۱-۲: منطقه نمونه گیری تحقیقاتی ماهی شوریده در شمال غربی خلیج فارس در سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷

۲-۲- اندازه گیری های اولیه

در آزمایشگاه طول کل و وزن تر هر ماهی به ترتیب با دقت یک سانتی متر و یک گرم اندازه گیری شد. پس از باز کردن حفره شکمی، جنسیت و بر اساس ویژگی های ماکروسکوپی با استفاده از کلید ۸ مرحله ای مراحل

بلوغ تشخیص داده شد (شکل ۲-۲) (Farmer et al., 2005).



شکل ۲-۲: تخمدان ماهی شوریده در مرحله ۵ رسیدگی جنسی در اسفند سال ۱۳۸۶

همچنین پس از استخراج محتویات معده در صورت وجود شکار، جداسازی و شناسایی گردید و وزن آنها با دقت ۰/۰۱ گرم بطور جداگانه اندازه گیری شد.

۲-۳- تعیین سن

ماهیان صید شده به گروه های طولی ۲ سانتی متری تقسیم شده و از هر گروه طولی به طور تصادفی در حد امکان تا بیش از ۳۰ فرد انتخاب شد. جهت تعیین سن ماهیان از روی سنگ ریزه های شنوایی^۱ که بزرگترین آنها سازیتا^۲ می باشد استفاده به عمل آمد. اتولیت سازیتا بوسیله برش عرضی استخوان سر از بخش روی سر از ۱۰۰۰ عدد ماهی شوریده استخراج شده، شستشو و خشک نموده و جهت قالب گیری و برش در پاکت های مخصوص قرار داده شد. اتولیت هر ماهی بوسیله آپوکسی رزین شفاف قالب گیری شد (شکل ۲-۳).

^۱Otolith

^۲Sagita



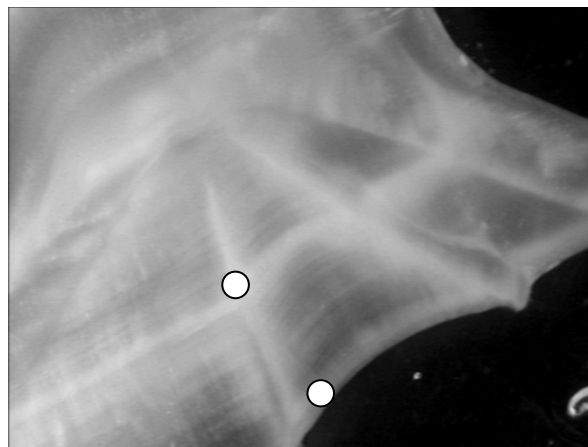
شکل ۳-۲: اتولیت های قالب گیری شده ماهی شوریده جهت برش

برش اتولیت با استفاده از دستگاه میکرو کاتر MARUTO مدل MC-201 (شکل ۴-۲) با ضخامت ۵ میلی متر انجام شد (Farmer et al., 2005). ابتدا از مرکز اتولیت یک برش داده و سپس برش دوم با ضخامت ۵ میلی متر انجام شد.

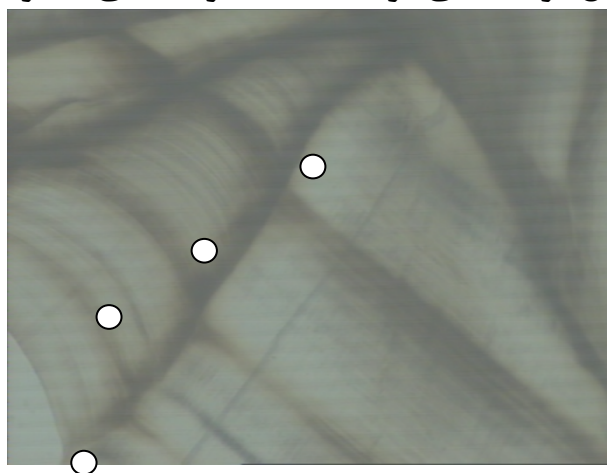


شکل ۴-۲: برش اتولیت ماهی شوریده بوسیله دستگاه برش سخت

مقطع تهیه شده بوسیله کاغذ سمباده نرم و مرطوب صیقل داده، شستشو و خشک نموده و روی یک لام بوسیله چسب کانادا بالزام و لامل تثبیت نموده و سپس جهت قرائت حلقه های سالانه از استریومیکروسکوپ مدل Blue light مجهز به سیستم مانیتور و عکسبرداری با دامنه بزرگنمایی ۷۰ تا ۴۵۰ با نور انعکاسی استفاده شد. با توجه به نور مورد استفاده (انعکاسی یا عبوری) حلقه سالانه روی برش هر اتولیت بدون اطلاع از اندازه و زمان صید شمارش شد (Chilton & Beamish, 1982) (شکل های ۲-۵ و ۲-۶). اعتبار تعیین سن بوسیله برش اتولیت و قرائت حلقه های سالانه توسط صفاهیه (۱۳۷۵) قبلاً مشخص شده بود. زمان تولد ماهی شوریده با توجه به زمان تخم ریزی آن فروردین در نظر گرفته شد (اسکندری، ۱۳۷۶). میانگین، انحراف معیار، دامنه گروه های سنی و حدود اطمینان نیز تعیین گردید.



شکل ۲-۵: برش اتولیت ماهی شوریده ۲ ساله با نور انعکاسی در سواحل خوزستان



شکل ۲-۶: برش اتولیت ماهی شوریده ۴ ساله با نور عبوری در سواحل خوزستان

۴-۲- میزان صید و اندازه گیری طول کل در لندیگ

هنگام تخلیه صید بطور روزانه میزان صید ثبت گردیده و طول کل ماهیان شوریده با دقت یک سانتی متر بطور تصادفی توسط بیومتریست های مستقر بر اسکله اندازه گیری شد. از سال ۱۳۷۹ تا ۱۳۸۸ تعداد ۱۵۵۷۰۰ عدد ماهی شوریده با میانگین ۱۵۵۷۰ عدد در سال اندازه گیری شده است. میزان صید کل نیز از برنامه آماری شیلات استان خوزستان استخراج گردیده است.

۴-۵- تخمین پارامترهای دوره زندگی

۴-۵-۱- پارامترهای رشد

پارامترهای رشد ماهی شوریده از میانگین طول در سن بدست آمده از نمونه های صید شده در گشت های تحقیقاتی با استفاده از مدل رشد ون برتالان فی^۱ محاسبه شد. جهت برآورد این پارامترها از روش مربع اختلاف^۲ و ابزار آنالیز داده ای solver در میکروسافت Excel برای انجام رگرسیون غیر خطی استفاده شد (Jensen, 2009). اساس روش مربع اختلاف بهترین برازش داده های مشاهده شده با داده های محاسبه شده می باشد (Lassen & Medley, 2000).

معادله ۱-۲:

$$L_t = L_{inf} (1 - e^{-k(t-t_0)})$$

L_t = طول کل (سانتی متر) در سن t

L_{inf} = طول بی نهایت (سانتی متر)

K = ضریب رشد سالانه

t = سن (سال)

^۱vonBertalanffy

^۲Least squaers

t_0 = سنی که طول ماهی در آن صفر است

جهت محاسبه وزن در سن از معادله زیر استفاده شد:

معادله ۲-۲:

$$W_t = W_{inf} (1 - e^{(-k(t-t_0))})^b$$

W_t = وزن کل (گرم) در سن t

W_{inf} = وزن بی نهایت (گرم)

b = شیب نمودار در رابطه طول و وزن

جهت محاسبه وزن بینهایت از پارامترهای بدست آمده از رابطه طول و وزن استفاده می شود.

معادله ۲-۳:

$$W_{inf} = aL_{inf}^b$$

W_{inf} = وزن بی نهایت (گرم)

L_{inf} = طول بی نهایت (سانتی متر)

a و b = پارامترهای رابطه طول و وزن

۲-۵-۲- رابطه طول-وزن

جهت تعیین رابطه بین طول کل و وزن ۲۱۱۷ عدد ماهی شوریده که در گشت های تحقیقاتی در طول سال نمونه

گیری شده بود از رابطه ذیل استفاده گردید (Cinco, 1982):

معادله ۲-۴:

$$W_i = aL_i^b$$

W_i = وزن کل (گرم)

L_i = طول کل (سانتی متر)

و a و b ثابت های رگرسیون هستند.

جهت تعیین اختلاف b با ۳ از t تست استفاده گردید. که معادله آن به قرار ذیل است:

معادله ۵-۲:

$$t = b - 3 / S.E. (b)$$

معادله ۲-۶:

$$S.E.(b) = ((S_y^2 - S_x^2)^{1/2}) / \Sigma x^2$$

۳-۵-۲- بلوغ جنسی

۱-۳-۵-۲- طول در اولین بلوغ

جهت تعیین طول بلوغ نیاز به اطلاعات مراحل بلوغ می باشد. ماهیانی که در فصل تخم ریزی گنادهایشان در مراحل ۱ و ۲ رسیدگی جنسی باشد نابالغ و مراحل ۳ تا ۸، بالغ در نظر گرفته می شوند (Farmer et al., 2005). نسبت ماهیان بالغ در گروه های طولی و سنی به کل افراد صید شده محاسبه می شود و میانگین طول و سن در جایی که ۵۰ درصد بالغ می شوند را می توان از طریق رابطه بین درصد افراد بالغ در گروه های طولی که به صورت یک نمودار لجستیک نمایش داده می شود تخمین زد. با استفاده از مدل لجستیک با برازش کردن پارامترهای a و b به داده های مشاهده شده در فصل تخم ریزی و با P برابر ۰/۵، طول در جایی که ۵۰ درصد ماهیان بالغ می شوند، محاسبه گردید (Lassen & Medley, 2000).

معادله ۷-۲:

$$P = 1 / 1 + e^{(a+b*L)}$$

$$L_{50} = -a/b$$

P = نسبت ماهیان بالغ

L = طول کل (سانتی متر)

a و b = عرض از مبدا و شیب خط

L_{50} = طول در بلوغ جنسی که از نسبت a/b محاسبه می شود.

۲-۳-۲- سن در اولین بلوغ^۱

از معادله معکوس وان برتalanفی با توجه به محاسبه طول بلوغ، سن تعیین می گردد (Sparre & Venema, 1998).

معادله ۲-۸:

$$t_{50} = t_0 - \ln(1 - L_{50}/L_{inf})/k$$

t_{50} = سن در بلوغ جنسی

L_{50} = طول در بلوغ جنسی

L_{inf} = طول بی نهایت (سانتی متر)

K = ضریب رشد سالانه

۴-۵-۲- شاخص عملکرد رشد^۲ (ثابت فایپریم)

جهت مقایسه عملکرد رشد از ثابت فایپریم استفاده می شود که از طریق فرمول زیر محاسبه می شود

(Sparre & Venema, 1998).

معادله ۲-۹:

$$\phi' = \log(K) + 2 \log(L_{inf})$$

^۱Age at first maturity (t_m)

^۲Growth performance index

$$K = \text{ضریب رشد سالانه}$$

$$L_{inf} = \text{طول بی نهایت}$$

۵-۵-۲- حداکثر سن^۱

حداکثر سن از فرمول زیر محاسبه گردید (Gayani et al., 2002).

معادله ۱۰-۲:

$$t_{max} = t_0 + 3/K$$

$$t_{max} = \text{حداکثر سن}$$

$$t_0 = \text{سن در طول صفر}$$

$$K = \text{ضریب رشد سالانه}$$

۶-۵-۲- طول بهینه^۲

جهت محاسبه طول بهینه از فرمول زیر استفاده شد (Gayani et al., 2002).

معادله ۱۱-۲:

$$L_{opt} = L_{inf} * (3 / (3 + M/K))$$

^۱Maximum age (t_{max})

^۲Optimum length (t_{opt})

۲-۵-۲- طول در اولین صید^۱

L_c یا $L_{50\%}$ طولی است که در آن ۵۰٪ ماهیان در ابزار صید باقی می‌مانند. جهت محاسبه طول صید از معادله

زیر استفاده شد (Allam, 2003):

معادله ۲-۱۲:

$$L_c = L_{\text{mean}} - K(L_{\text{inf}} - L_{\text{mean}}) / Z$$

L_c = طول در صید

L_{mean} = طول میانگین صید

K = ضریب رشد

L_{inf} = طول بی‌نهایت

Z = ضریب مرگ و میر کل

۲-۵-۸- سن در اولین صید^۲

سن صید با استفاده از معادله معکوس وان برتالان فی محاسبه گردید (Sparre & Venema, 1998):

معادله ۲-۱۳:

$$t_c = -1/k * \log_{10}(L_{\text{inf}} - L_c / L_{\text{inf}}) + t_0$$

^۱Length at first catch (L_c)

^۲Age at first catch (t_c)

۹-۵-۲- طول و سن در اولین بازگشت پذیری^۱

با توجه به سن بلوغ در ماهی شوریده طول بازسازی در سن یک سالگی انتخاب شد و از طریق معادله ون برتالانی طول بازسازی تعیین گردید (Sparre & Venema, 1998).

۱۰-۵-۲- مرگ و میر

۱-۱۰-۵-۲- مرگ و میر کل

با استفاده از روش آنالیز منحنی صید بر اساس داده های ترکیب طولی ثبت شده صید تجاری و تخمین سن هر گروه طولی بوسیله تعیین سن، مرگ و میر کل محاسبه گردید. در این روش جهت آنالیز رگرسیون منحنی صید لگاریتم صید یا فراوانی ماهی در زمان را $Y = \ln(C/\Delta t)$ در مقابل سن میانگین هر گروه طولی قرار داده می شود. مرگ و میر کل برابر شیب خط رگرسیون رسم شده لگاریتم تعداد به سن می باشد (Sparre & Venema, 1998).

۲-۱۰-۵-۲- مرگ و میر طبیعی

مرگ و میر طبیعی جمعیت را می توان با استفاده از فرمول تجربی پائولی محاسبه نمود (Sparre & Venema, 1998).

معادله ۱۴-۲:

$$\ln(M) = -0.0152 - 0.279 \ln(L_{inf}) + 0.6543 \ln(K) + 0.463 \ln(T)$$

M = مرگ و میر طبیعی

L_{inf} = طول بی نهایت (سانتی متر)

K = ضریب رشد سالانه

T = دما (درجه سانتی گراد)

^۱Length and age at first recruitment (L_r , t_r)

در این مطالعه با توجه به دمای ثبت شده در گشت های نمونه گیری میانگین ۱۲ ماه به میزان ۲۴ درجه سانتی گراد محاسبه شد و در فرمول فوق استفاده شد.

مرگ و میر طبیعی در هر سن را می توان با استفاده از معادله زیر محاسبه کرد (Jensen, 2009).

معادله ۲-۱۵ :

$$A = 3 * W^{-0.288}$$

W = میانگین وزن در هر سن (گرم)

A = مرگ و میر طبیعی در هر سن

۲۳-۱۰-۵-۲- مرگ و میر صیادی

پس از محاسبه مرگ و میر کل و طبیعی از طریق فرمول زیر محاسبه می شود (Spare & Venema, 1998).

معادله ۲-۱۶ :

$$F = Z - M$$

۱۱-۵-۲- ضریب بهره برداری

پس از محاسبه ضرائب مرگ و میر از طریق فرمول زیر ضریب بهره برداری محاسبه می شود (King, 2007).

معادله ۲-۱۷ :

$$E = F/Z$$

۶-۲- ارزیابی ذخیره

۶-۲-۱- تخمین میزان فراوانی کل صید در گروه های طولی مختلف

جهت تبدیل فراوانی نسبی نمونه به فراوانی کل صید از فاکتور ارتقا^۱ استفاده شد. این فاکتور با برگرداندن فراوانی طولی نمونه به فراوانی وزنی با حاصلضرب فراوانی طولی نمونه در وزن میانگین گروه های طولی، فراوانی وزنی در گروه های طولی مختلف بدست می آید. از جمع وزن گروه های طولی وزن کل صید نمونه بدست می آید سپس از تقسیم وزن کل صید تخلیه شده به وزن نمونه، فاکتور ارتقا بدست می آید (Pastor, 2002).

معادله ۱۸-۲:

$$RF = W(tl) / W(s)$$

RF = فاکتور ارتقاء

W(tl) = وزن کل صید (کیلوگرم)

W(s) = وزن صید نمونه (کیلوگرم)

با حاصلضرب فراوانی طولی نمونه در فاکتور ارتقاء، فراوانی طولی کل صید تخلیه شده در گروه های طولی مختلف بدست می آید. درصد خطای نسبی^۲ فراوانی در گروه طولی از طریق تقسیم تفاضل فراوانی محاسبه شده و مشاهده شده بر مشاهده شده ضربدر ۱۰۰ تخمین زده شد. خطای نسبی در صورتی که کمتر از ۱۰ درصد باشد داده ها قابل اطمینان خواهند بود (Coggin & Quinn, 1998). میانگین طول در سال های مختلف و حد اطمینان آن در سطح ۹۵ درصد تعیین گردید. جهت مقایسه میانگین طولی در سال های مختلف از آنالیز واریانس استفاده شد.

^۱Raising factor^۲Relative error

پراکنش نرمال فراوانی طولی در گروه های طولی مختلف محاسبه گردید و با برآزش کردن داده های محاسبه شده با مشاهده شده نمودار فراوانی رسم گردید (Sparre & Venema, 1998). همچنین اختلاف و عدم اختلاف معنی دار بودن بین فراوانی های محاسبه شده و مشاهده شده از طریق آزمون نرمالیتی^۱ گولمگروف – اسمیرنف^۲ در سطح اطمینان ۹۵ درصد تعیین گردید.

۲-۶-۲- تبدیل فراوانی طولی صید به فراوانی سنی صید

پس از بدست آوردن کلید سن – طول و فراوانی کل صید در گروه های طولی مختلف از رابطه زیر می توان فراوانی طولی را به فراوانی سنی در سال های مختلف تبدیل کرد (Lassen & Medley, 2000).

معادله ۱۹-۲:

$$C_{ay} = \sum P_{la} C_{ly}$$

P_{la} نسبت ماهی در گروه طولی l در سن موجود a

C_{ly} نسبت ماهی در گروه طولی l در سال y

C_{ay} نسبت ماهی در گروه سنی a در سال y

۲-۶-۳- مدل های مورد استفاده در ارزیابی ذخیره

۲-۶-۳-۱- آنالیز جمعیت مجازی

آنالیز جمعیت مجازی یک روش کلی برای مدل کردن توالی کوهورت ها در طول زمان می باشد و اساس آن بر مدل دینامیک جمعیت می باشد که بوسیله تعداد ماهی در یک کوهورت بر اساس تاریخ ماهیگیری و سن ماهی مشخص می شود. جهت آنالیز کوهورت ها نیاز به پارامترهای زیر می باشد:

^۱Normality test

^۲Kolmogorov-Smirnov

- پارامترهای رشد و ن برتالان فی

- ضرایب مرگ و میر

- رابطه طول - وزن

- تعداد افراد در سن در جمعیت اولیه

- تعداد افراد در سن بازگشت پذیری در جمعیت اولیه

- آمار صید مربوط به ده سال گذشته

آنالیز جمعیت مجازی روشی است که با استفاده از یک سری معادلات اندازه ذخیره را بر اساس تاریخچه صید و ترکیب سنی تخمین می زند. در این روش تعداد ماهی که در هر کوهورت زندگی می کنند برای سال های گذشته صیادی محاسبه می گردد. لذا در این روش اطلاعات صید کل، نقش ویژه ای دارند. با استفاده از داده های فراوانی سنی صید و پارامترهای بیولوژیکی بدست آمده و بکار بردن معادلات مرتبط، می توان جمعیت ماهی شوریده را مورد تجزیه و تحلیل قرار داد (Sparre & venema, 1998).
اساس آنالیز جمعیت مجازی بر مبنای معادلات زیر می باشد (Weizhong et al., 2003).

معادله ۲۰-۲:

$$C_{i,t} = F_{i,t} / Z_{i,t} (1 - e^{-Z_i}) N_{i,t}$$

معادله ۲۱-۲:

$$C_{i,t} / N_{i+1,t+1} = F_{i,t} / Z_{i,t} (e^{Z_i t} - 1)$$

معادله ۲۲-۲:

$$N_{i+1,t+1} = N_{i,t} e^{-Z_i t}$$

$C_{i,t}$ = تعداد کل ماهی صید شده در سن i و در سال t

$F_{i,t}$ = مرگ و میر صیادی در سن i و در سال t

M = مرگ و میر طبیعی برای تمام گروه های سنی در تمام سال ها

$N_{i,t}$ = تعداد اولیه ماهی در سن i و در سال t

$N_{i+1,t+1}$ = تعداد ماهی در سن $i+1$ و در سال $t+1$

جهت شروع دوباره سازی ذخیره از یک F نهایی (برای گروه سنی مسن تر و آخرین سال) که برابر $0/5$ فرض می شود استفاده شد و مرگ و میر طبیعی جهت تمام سن ها و در تمام سال ها بطور ثابت فرض شد. در مرحله بعدی از روش " جایگزینی و اندازه گیری اختلاف " ^۱ جهت تخمین اولیه F برای گروه سنی مسن تر برای هر سال استفاده شد. بعد از محاسبات آنالیز جمعیت مجازی مرسوم، میانگین مرگ و میر صیادی برای ماهیان بالغ (۲) ساله و یا بالاتر) محاسبه شد. میانگین F بدست آمده جایگزین F اولیه شده و محاسبات تکرار گردید. وقتی که نتایج از آنالیز ثانویه بدست آمد میانگین F دوباره تا اینکه اختلاف دو تخمین مستمر به کمتر از $0/01$ درصد برسد ادامه پذیرفت $(2*(F_{n+1}-F)/(F_{n+1}+F))$. در این نقطه، دیگر احتیاج به جایگزینی و تخمین نمی باشد. با این روش، مقدار نهایی F برای مسن ترین گروه سنی و برای هر سال و هر گروه سنی برای هر سال گذشته محاسبه می گردد. سپس جهت تخمین F سنین بعدی، از معادله ۲ استفاده شد و تعداد ذخیره در سنین بعدی از طریق تغییر معادله ۲۰-۲ محاسبه شد (Weizhong et al., 2003).

جهت بدست آوردن قابلیت اطمینان از یک مدل، آنالیز حساسیت ^۲ انجام گرفت. حساسیت F نهایی انتخاب شده با تخمین میزان صید برای آخرین سال (۱۳۸۸) با مقادیر متفاوت F از $0/1$ تا 10 تست شد (Weizhong et al., 2003). جهت تعیین اختلاف و عدم اختلاف معنی دار بین تعداد صید مشاهده با محاسبه شده در آنالیز جمعیت مجازی و پراکنش نرمال از تست نرمالیتی استفاده شد.

^۱Replacing and difference measuring

^۲Sensetivity analysis

• پیش بینی ذخیره

با تصویر خوب از گذشته و دینامیک جمعیت حال، می توان پیش بینی های لازم برای ارزیابی ذخیره انجام داد. تعداد ذخیره ماهی، میزان زی توده، تعداد ماهی در صید، وزن صید و مرگ و میر صیادی برای هر گروه سنی و برای سال های آینده در سناریوهای مختلف مرگ و میر طبیعی بر اساس داده های بدست آمده از آخرین سال صیادی در VPA پیشگویی خواهد شد. جهت پیش بینی تعداد ذخیره از معادله ۲-۲۲ استفاده گردید. با داشتن تعداد ذخیره می توان تعداد ماهی قابل صید را از معادله ۲-۲۰ پیش بینی نمود. میزان توده زنده و صید برای گروه های سنی مختلف و سال های مختلف از طریق ضرب کردن متوسط وزن در تعداد بدست می آید. پیش بینی میزان بازگشت پذیری R در ۱۵ سال آینده از طریق برقراری رگرسیون بین تعداد ذخیره تخم ریزی کننده (سن ۲ به بالا) و میزان بازگشت پذیری (سن ۱) در ۱۰ سال گذشته و بدست آوردن معادله خطی انجام شد. شش سطح مختلف مرگ و میر صیادی با در نظر گرفتن مرگ و میر صیادی در سال ۱۳۸۸ به عنوان مبنا، جهت مشابه سازی تغییرات در تعداد افراد ذخیره، میزان توده زنده، تعداد در صید و میزان صید در سال های ۱۳۸۹ تا ۱۴۰۳ مورد استفاده قرار گرفت.

• بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده

از حاصلضرب درصد افراد بالغ در بیوماس ذخیره در گروه های سنی مختلف، بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده بدست می آید.
معادله ۲-۲۳:

$$SSB = \sum_a N_{ya} * W_a * P_a$$

SSB = بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده

W_a = میانگین وزن ماهی در سن a

N_{ya} = تعداد ذخیره در سن a و سال y

P_a = نسبت بلوغ جنسی در سن a

• بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری^۱

بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری با استفاده از میانگین وزن افراد، نسبت بلوغ جنسی و

تعداد ذخیره در گروه های سنی و سال های مختلف از طریق معادله زیر محاسبه گردید (Myers et al., 2000):

معادله ۲-۲۴:

$$SSB/R = 1/N_{y,l} \sum_a N_{ya} * W_a * P_a$$

SSB/R = بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری

W_a = میانگین وزن ماهی در سن a

N_{ya} = تعداد ذخیره در سن a و سال y

$N_{y,l}$ = تعداد بازگشت پذیری در سال y و سن l

P_a = نسبت بلوغ جنسی در سن a

• نرخ پتانسیل تخم ریزی^۲

پتانسیل تولید مثلی از نسبت بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده در وضعیت برداشت (مرگ و میر صیادی) به

بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده در وضعیت عدم برداشت بدست می آید (Vaughan et al., 2000).

$$SPR = (SSB_{fished}/SSB_{unfished}) * 100$$

SSB_{fished} = بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده در حالت برداشت

^۱Spawning stock biomass per recruitment (SSB/R)

^۲Spawning potential ratio (SPR)

$SSB_{unfished}$ = بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده در حالت عدم برداشت ($F=0$)

• طرح انتخاب^۱

از تقسیم مرگ و میر صیادی در هر سن بر میانگین مرگ و میر صیادی در سن های ۴ تا ۶ طرح انتخاب در

گروه های سنی صید محاسبه می گردد. که فرمول آن به قرار ذیل می باشد (Pastor, 2002):

معادله ۲-۲۵:

$$S_{ay} = F_{ay} / F_{mean (4-6)}$$

$$S_{ay} = \text{طرح انتخاب}$$

$$F_{ay} = \text{مرگ و میر در سن } a \text{ و سال } y$$

$$F_{mean (4-6)} = \text{میانگین مرگ و میر در سن ۴ تا ۶}$$

• نرخ بهره برداری در گروه های سنی

نرخ بهره برداری از تقسیم میزان صید بر بیوماس ذخیره در سنین مختلف برای سالهای متوالی محاسبه شد

(Groger et al., 2007).

• اثر مرگ و میر صیادی بر نرخ بهره برداری

از برقراری ارتباط بین مرگ و میر صیادی و نرخ بهره برداری این اثر مورد بررسی قرار می گیرد.

• اثر مرگ و میر صیادی بر بازگشت پذیری

از برقراری ارتباط بین مرگ و میر صیادی و بازگشت پذیری این اثر مورد بررسی قرار می گیرد.

۲-۳-۲-۲-۲ مدل تولید و بیوماس ذخیره به ازای بازگشت پذیری^۱

جهت محاسبه تولید به ازای بازگشت پذیری در سال ۸۸ نیاز به میانگین وزن در سن و در سال و مرگ و میر در سن مشخص می باشد و از طریق معادله زیر محاسبه گردید (King, 2007).

معادله ۲-۲۶:

$$Y/R = Fe^{[-M(t_c-t_r)]} W_{\infty} \sum_{n=0}^3 \frac{U_n e^{-nK(t_c-t_0)}}{F + M + nK}$$

بیوماس ذخیره به ازای بازگشت پذیری نیز با استفاده از معادله زیر تخمین زده شد.

معادله ۲-۲۷:

$$B/R = e^{[-M(t_c-t_r)]} W_{\infty} \sum_{n=0}^3 \frac{U_n e^{-nK(t_c-t_0)}}{F + M + nK}$$

Y/R = تولید به ازای بازگشت پذیری

B/R = بیوماس به ازای بازگشت پذیری

F = مرگ و میر صیادی

M = مرگ و میر طبیعی

W_{∞} = وزن بی نهایت

U_n = پارامترهای مجموع یابی ($U_0=1, U_1=-3, U_2=3, U_3=-1$)

K و t_0 = پارامترهای رشد

t_c و L_c = سن و طول در اولین صید

t_r و L_r = سن و طول در اولین بازسازی

به دلیل عدم اطمینان مربوط به برآورد مرگ و میر طبیعی (M) در جمعیت ماهی، محاسبه منحنی تولید و بیوماس - به ازای - بازگشت پذیری برای مقادیر برآورد شده مختلف M انجام شد. از نمودار بدست آمده از تولید به ازای بازگشت پذیری در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی می توان $F_{0.1}$ و F_{max} را تخمین زد. F_{max} نقطه ای که

^۱Yield and Biomass per recruitment (Y/R , B/R)

تولید به ازای بازگشت پذیری به حداکثر مقدار خود می رسد و $F_{0.1}$ به صورت عددی با یافتن F در جایی که شیب نمودار تولید به ازای بازگشت پذیری ۱۰ درصد شیب در نقطه اولیه است محاسبه می گردد.

برای ماهی شوریده ۳ استراتژی بهره برداری در مدل تولید به ازای بازسازی مورد ارزیابی قرار گرفت. اولین استراتژی وضعیت موجود می باشد (طول صید = ۲۷ سانتی متر). دومین استراتژی برابر فرض کردن طول صید با طول بلوغ (۲۸ سانتی متر) است. سومین استراتژی انتخاب طول صید تعیین شده توسط شیلات (۳۲ سانتی متر) می باشد.

۴-۶-۲- نقاط مرجع بیولوژیک

۴-۶-۲-۱- نقاط مرجع هدف بیولوژیک

نقاط مرجع بیولوژیک هدف به شکل گرافیکی و یا محاسباتی تعیین گردیده است (Cadima, 2003).

F_{max}

نقطه ای در نمودار تولید به ازای بازگشت پذیری در مقابل مرگ و میر صیادی در یک دوره دراز مدت در سال های مختلف که حداکثر تولید به ازای بازگشت پذیری در آن حاصل می شود.

$F_{0.1}$

نقطه ای در نمودار تولید به ازای بازگشت پذیری در مقابل مرگ و میر صیادی که شیب آن ۱۰ درصد مقدار اولیه باشد.

F_{med}

F در نقطه میانه بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده را F میانه یا ۵۰٪ گفته می شود. که با قرار دادن مقادیر بیوماس تخم ریزی کننده در یک دوره طولانی و محاسبه میانه تعیین گردید.

$$F_{low}$$

با قرار دادن مقادیر بیوماس تخم ریزی کننده از کوچک به بزرگ و بدست آوردن نقطه ۱۰٪ در آن در یک دوره طولانی F_{low} یا $F_{10\%}$ تعیین گردید.

۲-۴-۶-۲- نقاط مرجع حد بیولوژیک

نقاط مرجع حد بیولوژیکی به شکل گرافیکی و یا محاسباتی تعیین گردیده است (Cadima, 2003).

$$F_{loss} \text{ و } B_{loss}$$

از طریق کمترین مقدار بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده در یک دوره دراز مدت B_{loss} تعیین گردید و مرگ و میر در این نقطه F_{loss} می باشد.

۳-۴-۶-۲- نقاط مرجع پیشگیرانه بیولوژیک^۱

نقاط مرجع پیشگیرانه از طریق فرمول های زیر محاسبه می شوند.

معادله ۲-۲۸ :

$$B_{pa} = B_{loss} e^{-1.645 \varnothing}$$

معادله ۲-۲۹ :

$$F_{pa} = F_{loss} e^{-1.645 \varnothing}$$

B_{pa} = بیوماس تخم ریزی کننده پیشگیرانه

F_{pa} = مرگ و میر صیادی پیشگیرانه

B_{loss} = حداقل بیوماس تخم ریزی کننده

^۱Biological precautionary reference points

F_{loss} = مرگ و میر صیادی در حداقل بیوماس تخم ریزی کننده

δ = مقدار آن در فاصله ۰/۲ و ۰/۳ قرار دارد.

معادله ۳۰-۲:

$$F_{opt} = 0.5 M$$

F_{opt} = مرگ و میر صیادی بهینه

M = مرگ و میر طبیعی

۵-۶-۲- ترکیب و میزان مصرف غذا

میزان مصرف جمعیت یک گونه، از طریق تخمین غذا، بیوماس جمعیت و ضریب مصرف غذایی آن محاسبه می گردد. جهت محاسبه میزان مصرف نیاز به اطلاعات زیر می باشد:

۱-۵-۶-۲- ترکیب غذایی

از آنالیز کمی جهت مطالعه تغذیه استفاده شد (Sanchez & Olaso, 2004). در این مطالعه ۱۵۰۰ عدد ماهی شوریده مورد بررسی قرار گرفت. با توجه به تغییر رژیم غذایی در فصول مختلف نمونه گیری به صورت ماهانه به مدت یک سال جهت بدست آوردن رژیم غذایی سالانه ماهی شوریده انجام شد.

۲-۵-۶-۲- میزان مصرف ذخیره شکارچی

در قدم اول از حاصلضرب تعداد افراد در سن در وزن میانگین گروه های سنی بیوماس جمعیت در گروه های سنی محاسبه می شود. در قدم دوم میزان مصرف روزانه شکار^۱ از طریق فرمول زیر محاسبه می گردد (Lilly et al., 2000):

^۱Consumption of prey rate

معادله ۲-۳۱:

$$\hat{C}_i = \frac{24 * \ln 2 * e^{\gamma T} * B^{\delta} * S_i}{\alpha_i * [\sum_{i=1}^n S_i]^{\beta}}$$

Ci = میزان مصرف شکار i

Si = وزن شکار i در معده در زمان نمونه گیری

B = اندازه شکارچی

T = دما

مقادیر ثابت:

$$\gamma = 0.13$$

$$\beta = 0.48$$

$$\delta = 0.46$$

$\alpha_i = 117$ برای میگو، ۷۵ برای ماهی، ۷۰ برای کل بی مهرگان و ۷۳ برای بی مهرگان و ماهی

در قدم سوم از حاصل ضرب بیوماس شکارچی در میزان مصرف شکار در گروه های سنی مختلف بیوماس شکار مصرف شده در روز^۱ بدست خواهد آمد. همچنین از حاصل ضرب میزان مصرف روزانه در ۱۸۲ میزان مصرف سالانه بدست می آید (با توجه به فصل سرما و عدم تغذیه ماهی نیمی از سال جهت مصرف سالانه در نظر گرفته شد) و از تقسیم مجموع مصرف سالانه در گروه های سنی بر بیوماس شکارچی، میزان مصرف شکار به ازای بیوماس جمعیت واحد^۲ بدست می آید.

نسبت مصرف به بیوماس ذخیره از طریق فرمول زیر نیز محاسبه گردید.

معادله ۲-۳۲:

$$Q/B = 10^{(7.964 - 0.204 * \log W_{inf} - 1.965 * 1000 / (T+273.15) + 0.083 * A + 0.532 * h + 0.398 * d)}$$

^۱Biomass of prey consumed daily

^۲Food consumption per unit population biomass (Q/B)

Q/B = نسبت مصرف شکار به بیوماس ذخیره

W_{inf} = وزن بی نهایت

T = میانگین سالانه دمای آب

$h = 0, d = 0$

- جهت گونه های گوشت خوار

مساحت باله دمی / ارتفاع باله دمی به توان ۲ = A (Aspect ratio)

$A = 1/32$

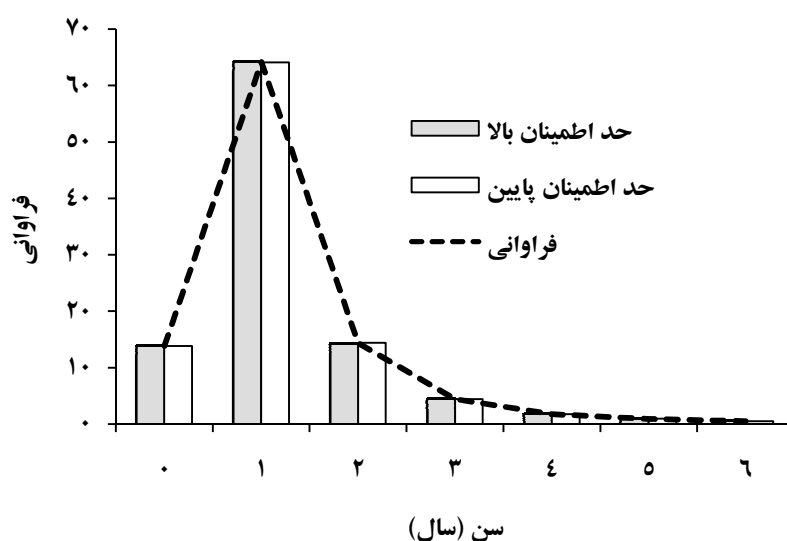
روند تعداد ذخیره، بیوماس، مصرف و اثر گروه های سنی بر بیوماس شکارچی، مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. همچنین میانگین بیوماس مصرف شکار توسط شکارچی در یک سال و در گروه های سنی محاسبه گردید و با میزان صید تخلیه شده در لندینگ مقایسه شد. در نهایت ارتباط تولید شکارچی و شکار مورد بررسی واقع شد.

فصل سوم: نتایج

۳-۱- سن

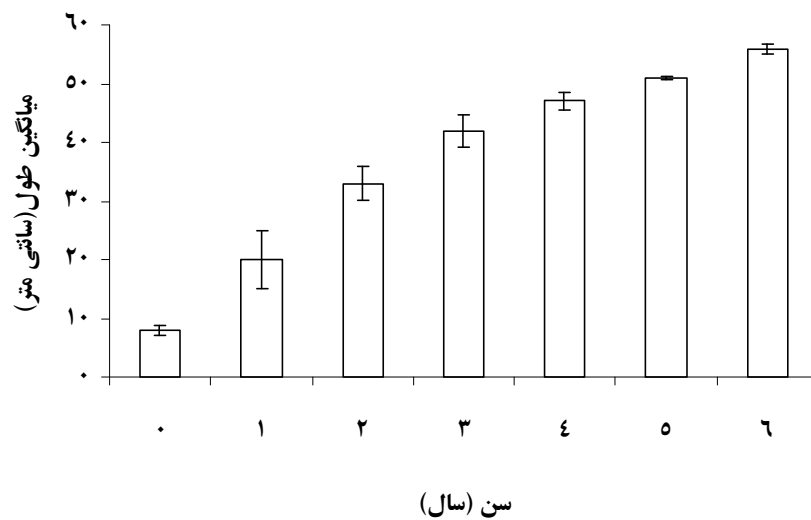
۳-۱-۱- ترکیب سنی

ترکیب سنی ماهی شوریده در نمونه گیری های تحقیقاتی بوسیله تور ترال شامل ۷ گروه سنی می باشد. حداکثر و حداقل فراوانی به ترتیب در گروه سنی ۱ و ۶ مشاهده شد. حد بالا و حد پایین فراوانی با حدود اطمینان ۹۵ درصد نیز آورده شده است (شکل ۳-۱).



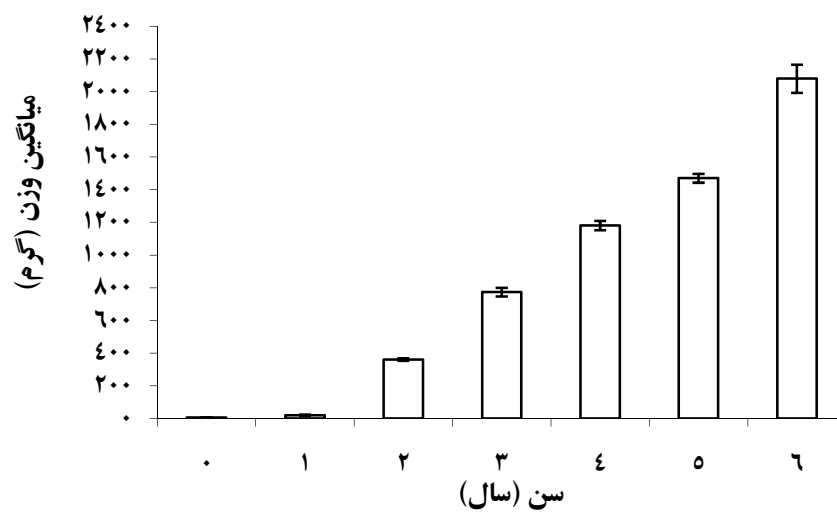
شکل ۳-۱: فراوانی گروه های سنی ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷

میانگین طول و وزن هر سن در شکل های ۳-۲ و ۳-۳ و جدول های ۱ و ۲ پیوست نشان داده شده است. کمترین طول و وزن به ترتیب ۶ سانتی متر و ۱ گرم مربوط به گروه سنی ۰ و بیشترین طول و وزن به ترتیب ۵۹ سانتی متر و ۲۲۹۲ گرم مربوط به گروه سنی ۶ مشاهده شد.



شکل ۲-۳: میانگین و انحراف معیار طول کل در گروه های سنی مختلف در ماهی شوریده در سواحل

خوزستان در سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷



شکل ۳-۳: میانگین و انحراف معیار وزن کل در گروه های سنی مختلف در ماهی شوریده در سواحل

خوزستان در سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷

۳-۱-۲- کلید سن - طول

کلید سن - طول در جدول ۱-۳ آورده شده است. همانطوری که مشاهده می شود دامنه طولی گروه سنی ۱ وسیع تر از گروه های دیگر می باشد. از گروه سنی ۱ به بالا همپوشانی گروه ها تقریباً شبیه به هم می باشد.

جدول ۳-۱: کلید سن - طول در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷

| تعداد | گروه های سنی (سال) | | | | | | | گروه طولی |
|-------|--------------------|-----|-----|----|----|---|---|-----------|
| | ۰ | ۱ | ۲ | ۳ | ۴ | ۵ | ۶ | |
| ۱۴ | ۱۴ | | | | | | | ۶ |
| ۱۰۶ | ۱۰۶ | | | | | | | ۸ |
| ۱۴ | ۱۴ | | | | | | | ۱۰ |
| ۵۴ | | ۵۴ | | | | | | ۱۲ |
| ۸۶ | | ۸۶ | | | | | | ۱۴ |
| ۹۰ | | ۹۰ | | | | | | ۱۶ |
| ۸۰ | | ۸۰ | | | | | | ۱۸ |
| ۶۱ | | ۶۱ | | | | | | ۲۰ |
| ۶۸ | | ۶۸ | | | | | | ۲۲ |
| ۶۴ | | ۶۴ | | | | | | ۲۴ |
| ۷۰ | | ۶۵ | ۵ | | | | | ۲۶ |
| ۴۹ | | ۳۸ | ۱۱ | | | | | ۲۸ |
| ۵۱ | | ۱۳ | ۳۸ | | | | | ۳۰ |
| ۳۲ | | ۲ | ۳۰ | | | | | ۳۲ |
| ۳۴ | | | ۳۴ | | | | | ۳۴ |
| ۲۲ | | | ۱۶ | ۶ | | | | ۳۶ |
| ۷ | | | ۳ | ۴ | | | | ۳۸ |
| ۱۰ | | | ۱ | ۹ | | | | ۴۰ |
| ۱۴ | | | ۱ | ۱۳ | | | | ۴۲ |
| ۱۱ | | | | ۹ | ۲ | | | ۴۴ |
| ۱۰ | | | | ۲ | ۸ | | | ۴۶ |
| ۶ | | | | | ۶ | | | ۴۸ |
| ۷ | | | | | ۱ | ۶ | | ۵۰ |
| ۳ | | | | | | ۲ | ۱ | ۵۲ |
| ۳ | | | | | | ۱ | ۲ | ۵۴ |
| ۱ | | | | | | | ۱ | ۵۶ |
| ۱ | | | | | | | ۱ | ۵۸ |
| ۹۶۸ | ۱۳۴ | ۶۲۱ | ۱۳۹ | ۴۳ | ۱۷ | ۹ | ۵ | تعداد |

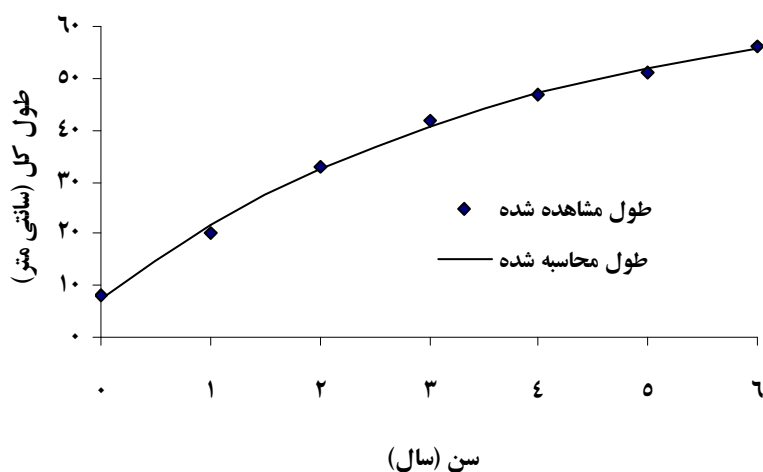
۳-۲- پارامترهای دوره زندگی

۳-۲-۱- پارامترهای رشد

طول بی نهایت و ضریب رشد سالانه و طول در سن صفر با استفاده از سن های تعیین شده از اتولیت ۹۶۸ عدد ماهی به ترتیب ۶۷/۵۷ سانتی متر، ۰/۲۷ بر سال و ۰/۴۳- سال بدست آمد. معادله رشد طولی با توجه به پارامترهای محاسبه شده به قرار ذیل تعیین گردید.

$$L_t = 67.57 (1 - e^{-0.27(t+0.43)})$$

نمودار رشد جهت ماهی شوریده با استفاده از طول های محاسبه شده از طریق معادله فوق به صورت زیر بدست آمد (شکل ۳-۴).

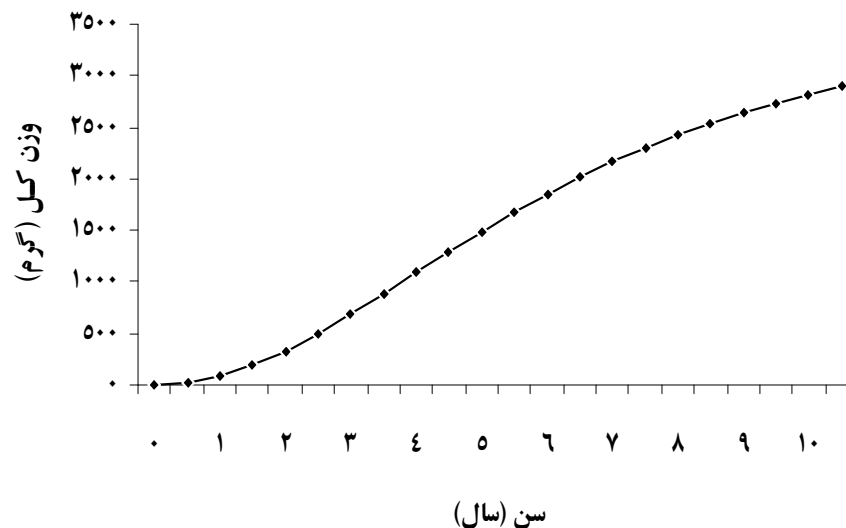


شکل ۳-۴: نمودار رشد طولی ماهی شوریده در سنین مختلف در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷

وزن بی نهایت از طریق رابطه طول و وزن و با استفاده از پارامترهای آن و طول بی نهایت ۳۴۳۴ گرم محاسبه گردید. معادله رشد وزنی با توجه به پارامترهای محاسبه شده به قرار ذیل تعیین گردید.

$$W_t = 3434 (1 - e^{-(0.27(t+0.43))^{3/19}})$$

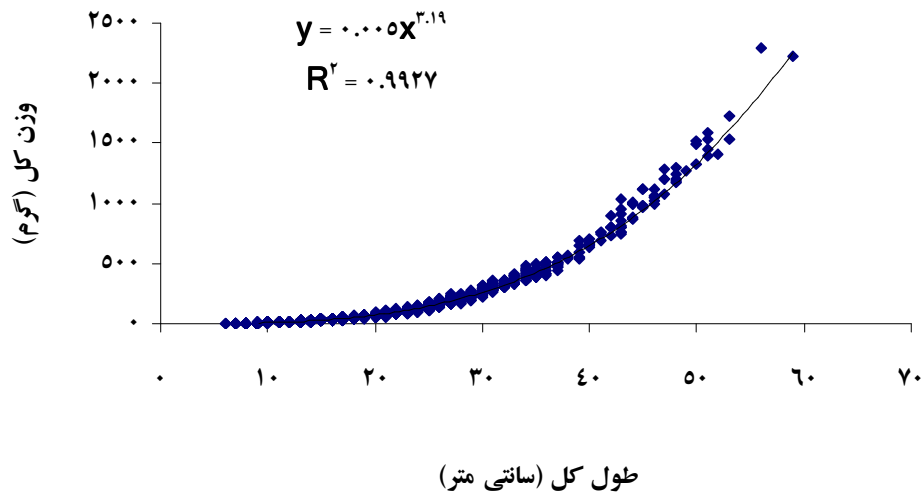
نمودار رشد وزنی جهت ماهی شوریده با استفاده از وزن های محاسبه شده از طریق معادله فوق به صورت زیر بدست آمد (شکل ۳-۵).



شکل ۳-۵: نمودار رشد وزنی ماهی شوریده در سنین مختلف در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷

۳-۲-۲- رابطه طول و وزن

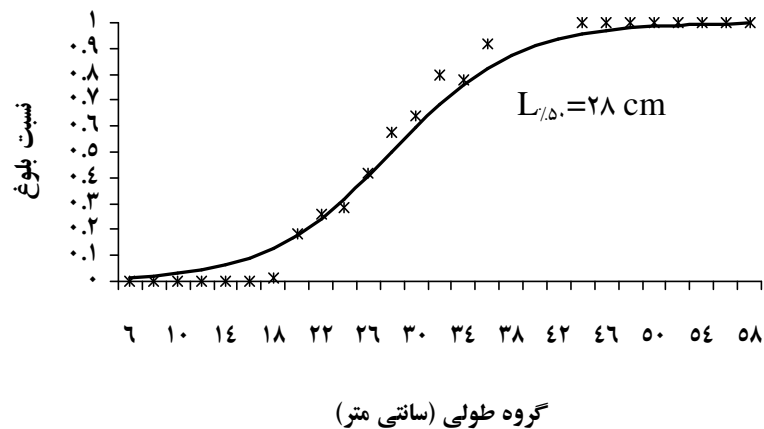
رابطه طول و وزن در شکل ۳-۶ نشان داده شده است. حداکثر طول و وزن افراد در نمونه گیری های ماهانه به ترتیب ۵۹ سانتی متر و ۲۲۹۲ گرم و حداقل آن ۶ سانتی متر و ۱ گرم می باشد. میزان a و b به ترتیب برابر ۳/۱۹ و ۰/۰۰۵ بدست آمده است. میزان b با ۳ اختلاف معنی داری نشان نمی دهد ($t=2.97, df=2116, p>0.05$).



شکل ۳-۶: رابطه طول و وزن ماهی شوریده نمونه گیری شده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷

۳-۲-۳- طول و سن بلوغ

طول بلوغ با استفاده از روش مدل لجستیک ۲۸ سانتی متر و سن بلوغ با استفاده از روش معکوس ون برتالان فی ۱/۵۵ سال محاسبه گردید (شکل ۳-۷).



شکل ۳-۷: نسبت بلوغ در گروه های طولی ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷

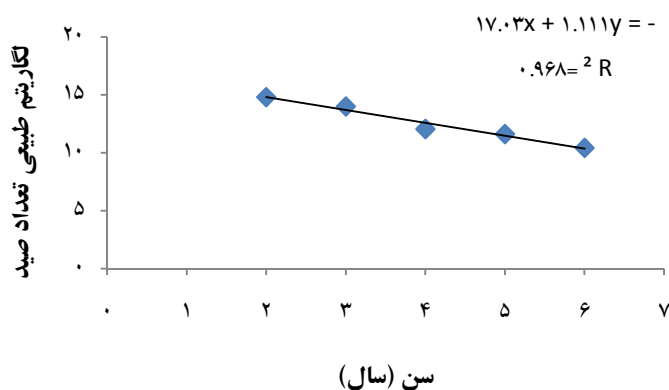
سایر پارامترهای دوره زندگی که بر اساس پارامترهای رشد تخمین زده می شوند به طور خلاصه در جدول ۳-۲ آورده شده است.

جدول ۳-۲: سایر پارامترهای دوره زندگی در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷

| پارامتر | میزان |
|-----------------------|-------|
| حداکثر سن (سال) | ۱۰/۶۸ |
| طول بهینه (سانتی متر) | ۴۰ |
| طول صید (سانتی متر) | ۲۷ |
| سن صید (سال) | ۱/۴۶ |
| ثابت فایریم | ۳/۰۹ |

۳-۲-۴- ضریب مرگ و میر کل

میزان ضریب مرگ و میر کل برای سال ۱۳۹۰ با استفاده از لگاریتم طبیعی صید در سنین مختلف و محاسبه شیب نمودار برابر ۱/۱۱ تعیین شد (شکل ۳-۸).



شکل ۳-۸: روند ضریب مرگ و میر کل ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۹۰

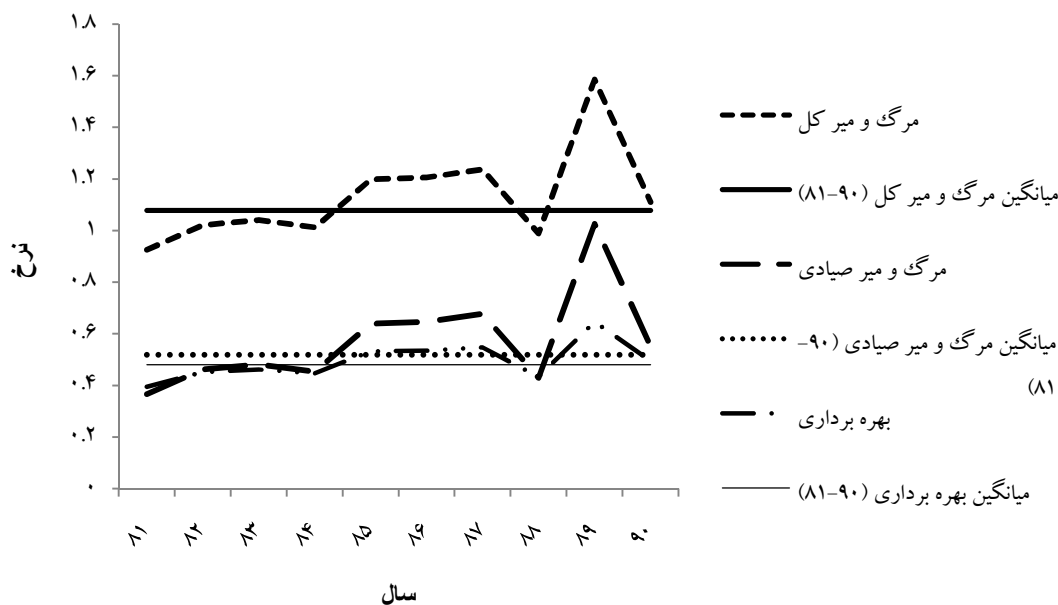
روند ضریب مرگ و میر کل از سال ۱۳۸۱ تا ۱۳۹۰ در شکل (۳-۹) نشان داده شده است. همانطوری که مشاهده می شود میزان مرگ و میر طی سال های فوق دارای یک روند افزایشی با برخی نوسانات جزئی می باشد. حداکثر مرگ و میر کل در سال ۱۳۸۹ حداقل آن در سال ۱۳۸۱ تخمین زده شد.

۳-۲-۵- ضریب مرگ و میر صیادی

ضریب مرگ و میر صیادی در سال ۱۳۹۰ برابر ۰/۵۵ بر سال محاسبه گردید. حداکثر آن در سال های ۱۳۸۹ حداقل در سال ۱۳۸۱ مشاهده شد (شکل ۳-۹).

۳-۲-۶- ضریب بهره برداری

ضریب بهره برداری از سال ۱۳۸۱ به بعد دارای یک روند افزایشی با اندکی نوسان در برخی از سال ها مشاهده می گردد. حداکثر بهره برداری در سال ۱۳۸۹ و حداقل در سال ۱۳۸۱ تخمین زده شد (شکل ۳-۹).

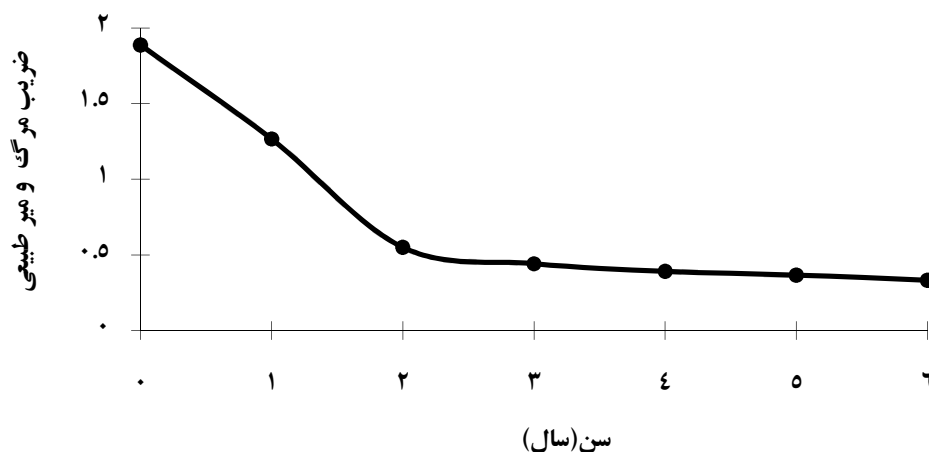


شکل ۳-۹: ضرائب مرگ و میر کل، صیادی و بهره برداری ماهی شوریده در سواحل خوزستان

در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۷-۲-۳- ضریب مرگ و میر طبیعی

ضریب مرگ و میر طبیعی کل از طریق فرمول تجربی پائولی ۰/۵۶ بر سال تعیین گردید. حداکثر ضریب مرگ و میر طبیعی با توجه به وزن میانگین افراد در سنین مختلف در سن ۰ و حداقل در سن ۶ سالگی مشاهده شد و بطور میانگین نیز در حدود ۰/۵۶ محاسبه گردید (شکل ۱۰-۳).

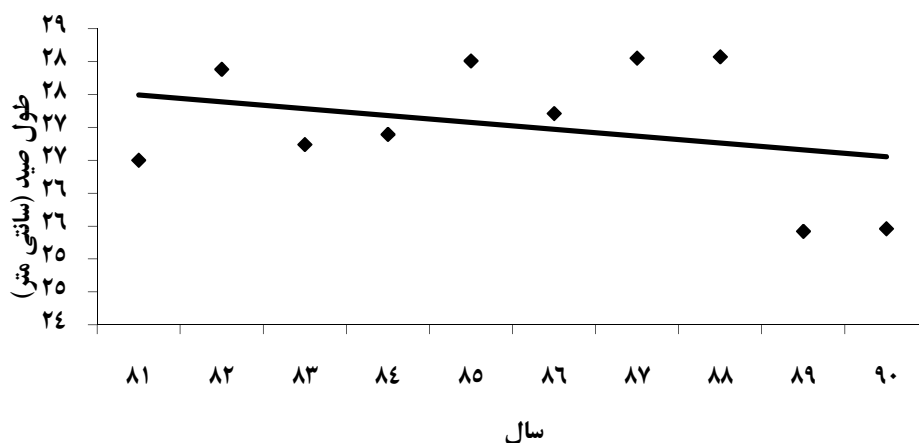


شکل ۱۰-۳: روند مرگ و میر طبیعی در ماهی شوریده در سنین مختلف در سواحل خوزستان

در سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷

۸-۲-۳- طول در اولین صید

طول صید بر اساس میانگین طول صید و طول بینهایت تخمین زده شده است. در طی سال های ۱۳۸۱ تا ۱۳۹۰ طول صید بین ۲۵ تا ۲۸ متغیر بود. روند آن دارای نوسان اندک و نزولی می باشد (شکل ۱۱-۳). طول میانگین صید ده سال گذشته برابر ۲۷ سانتی متر و سن صید با استفاده از فرمول ون برتالانفی ۱/۴۶ سال تعیین شد.

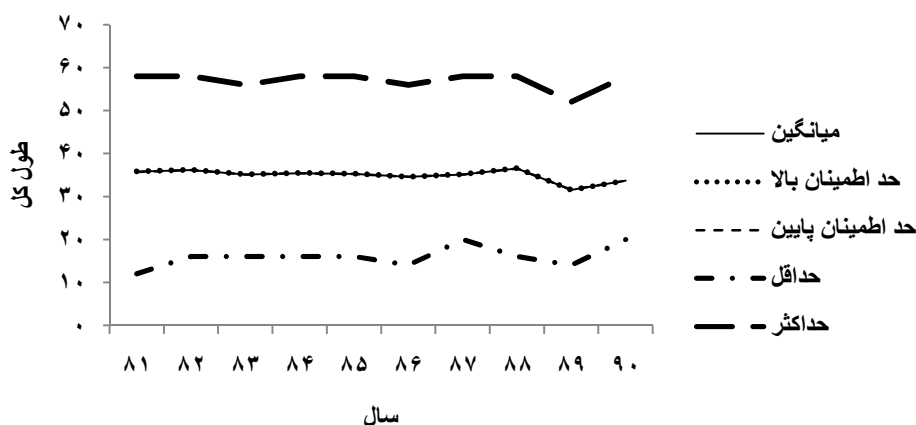


شکل ۱۱-۳: طول در اولین صید ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۳-۳-۳- ارزیابی ذخایر

۳-۳-۳-۱- میانگین و پراکنش فراوانی طولی ماهی شوریده در لندینگ

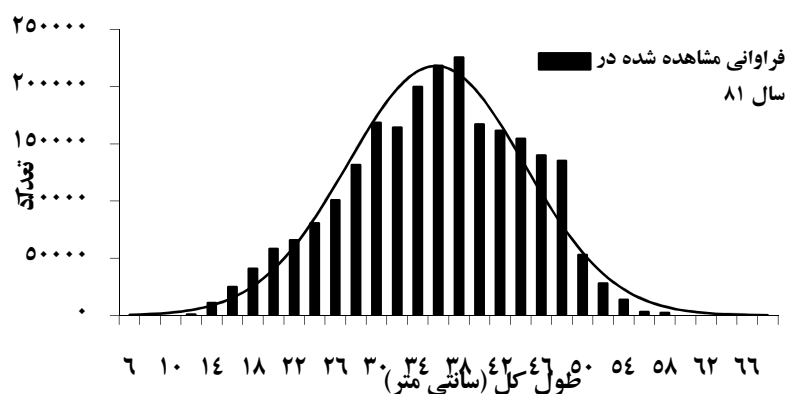
دامنه میانگین طول کل ماهی شوریده در طی سال های ۱۳۸۱ تا ۱۳۹۰ تقریباً بین ۳۲ تا ۳۷ سانتی متر می باشد که اختلاف معنی داری را با هم نشان نمی دهند ($F=0.2, p>0.05, df=9$). حداقل میانگین طول در سال های ۱۳۸۱، ۱۳۸۶ و ۱۳۸۹ و حداکثر آن در اکثر سال ها بین ۵۶ تا ۵۸ مشاهده شده است. با توجه به شکل ۱۲-۳ میانگین تقریباً دارای یک روند ثابت و در سال های ۱۳۸۹ و ۱۳۹۰ به بعد کاهش یافته است.



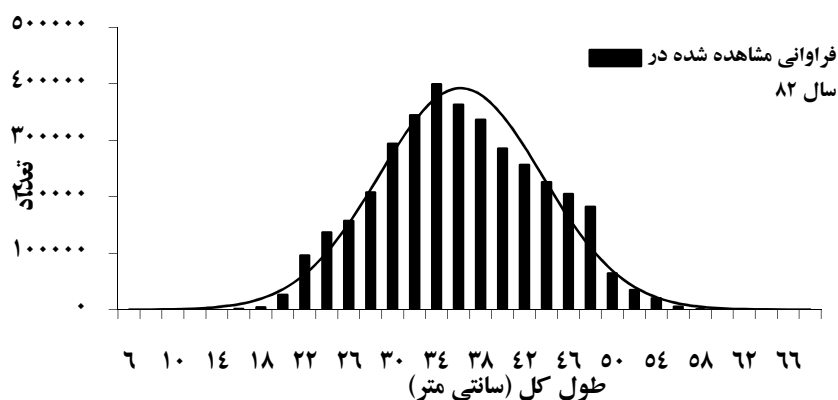
شکل ۱۲-۳: میانگین طول کل و حد اطمینان ۹۵ درصد در ماهی شوریده تخلیه شده در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

پراکنش فراوانی طولی ماهی شوریده تخلیه شده در شکل ۳-۱۳ (الف تا د) نشان داده شده است. دامنه طولی تقریباً در سال ۱۳۸۱ در حدود ۱۲ تا ۵۸ سانتی متر و از سال ۱۳۸۲ تا ۱۳۹۰ بین ۱۴ تا ۵۸ سانتی متر می باشد. بیشترین فراوانی در سال های ۱۳۸۱ تا ۱۳۹۰ در دامنه ۲۸ تا ۴۴ سانتی متر قرار داشته و در برخی از سال ها این دامنه دارای نوسان بوده است. بیشترین دامنه صید در سال ۱۳۸۱ بین ۱۲ تا ۵۸ سانتی متر و کمترین آن در سال های ۱۳۸۷ و ۱۳۹۰ بین ۲۰ تا ۵۸ سانتی متر مشاهده گردید.

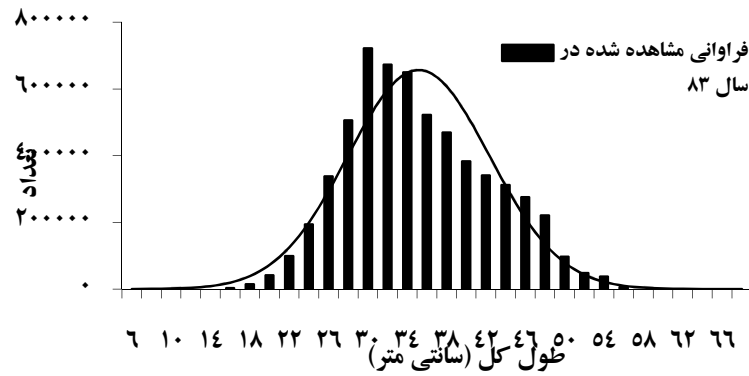
(الف)



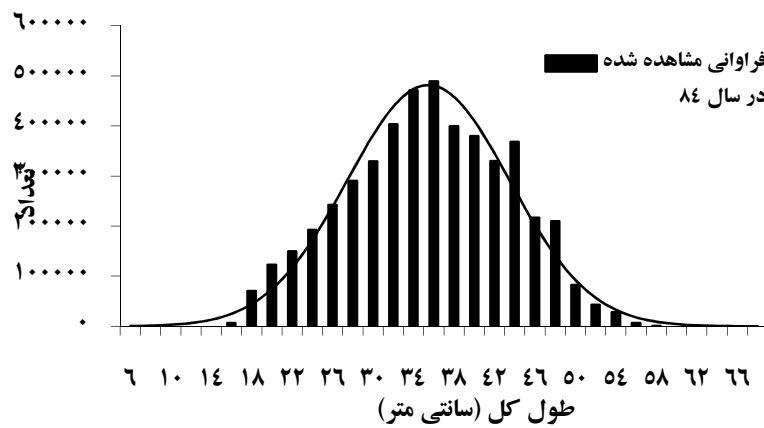
(ب)



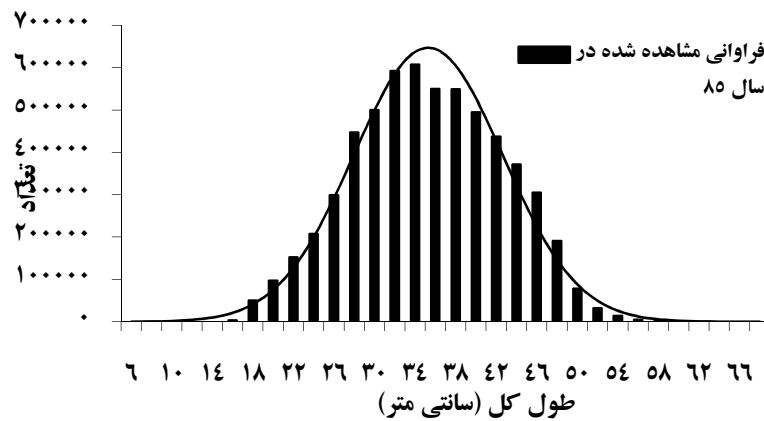
(پ)



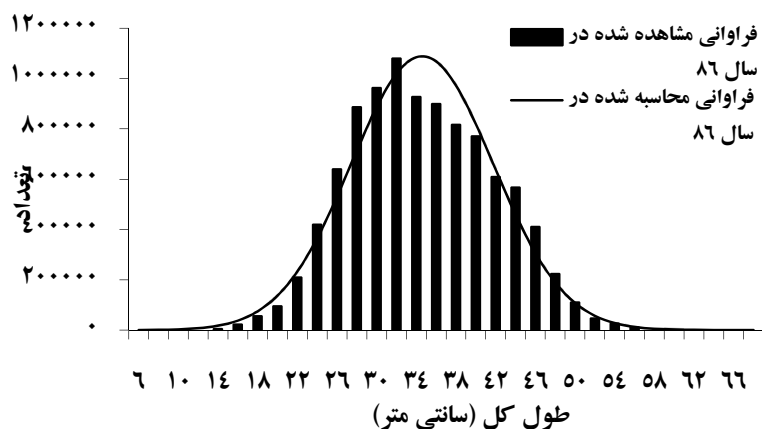
(ت)



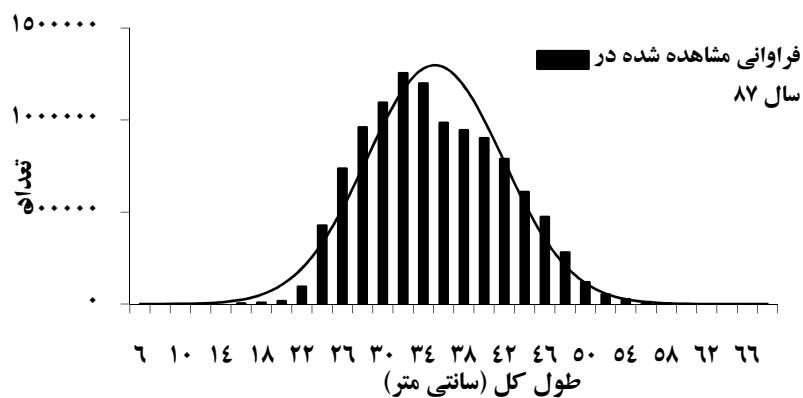
(ث)



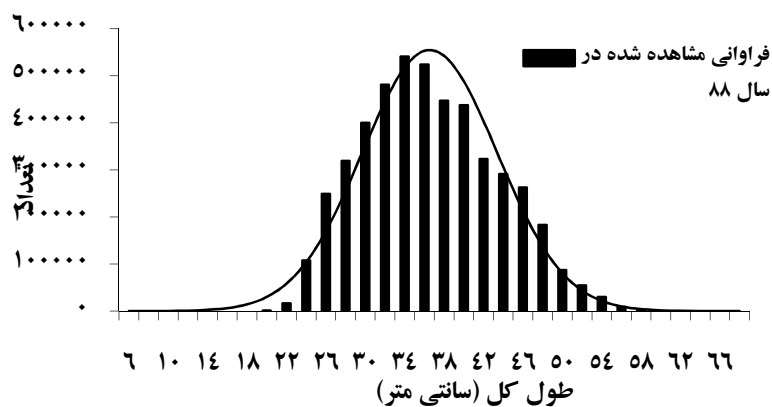
(ج)



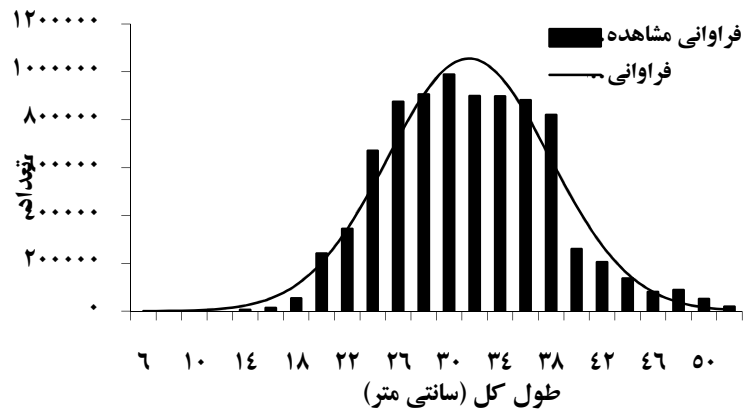
(چ)



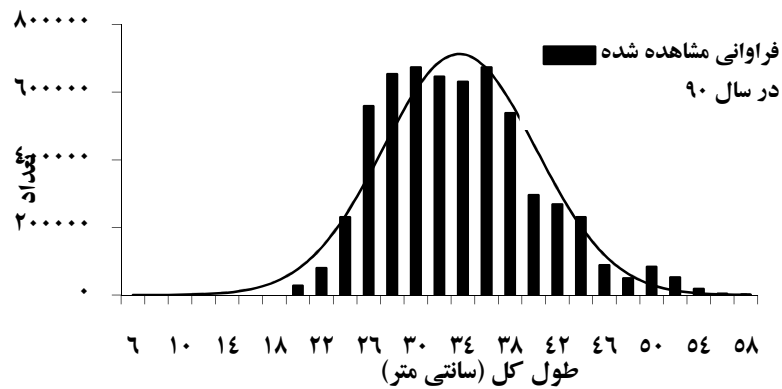
(ح)



(خ)



(د)



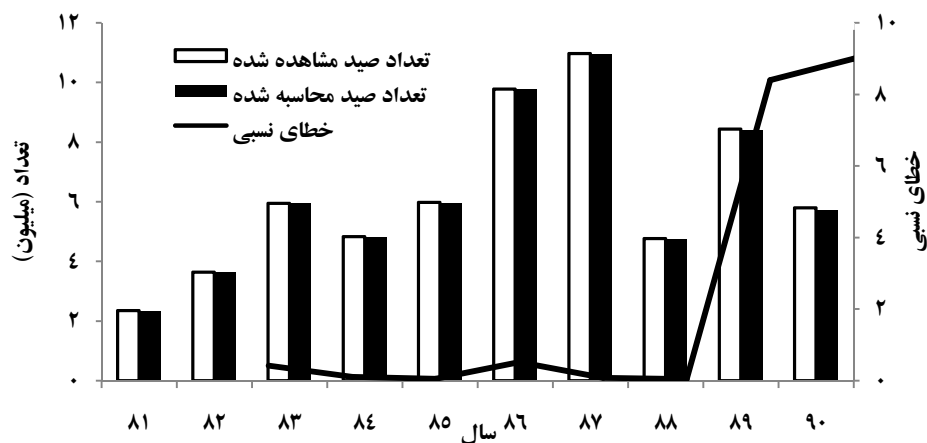
شکل ۱۳-۳: پراکنش فراوانی طولی ماهی شوریده تخلیه شده در اسکله های صیادی خوزستان در سال

۱۳۸۱-۱۳۹۰ (الف - د)

فراوانی مشاهده شده در سال های ۱۳۸۱ تا ۱۳۹۰ با فراوانی محاسبه شده در سطح ۵ درصد اختلاف معنی داری

باهم نشان نمی دهند ($P > 0.05$) (شکل ۱۴-۳). دامنه خطای نسبی بین ۰/۰۵ تا ۹ درصد متغیر است و میانگین ۱۰

ساله آن در حدود ۳/۶۶ درصد می باشد.

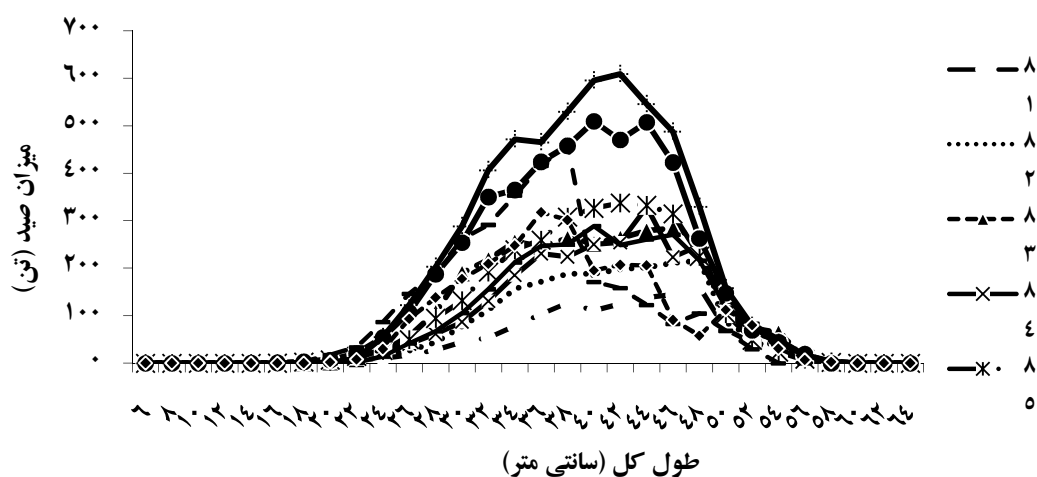


شکل ۱۴-۳: تعداد صید مشاهده شده و محاسبه شده و خطای نسبی در ماهی شوریده در سواحل خوزستان

در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۲-۳-۳- پراکنش وزنی صید در طول های مختلف

بیشترین میزان صید در سال ۱۳۸۱ در گروه طولی ۴۸ سانتی متر و پس از آن با یک روند کاهشی در سال ۱۳۸۶ در گروه طولی ۴۰ سانتی متر و با یک افزایش در سال ۱۳۸۷ به ۴۶ سانتی متر رسیده و سپس در سال های ۱۳۸۸ تا ۱۳۹۰ کاهش یافته و به ۳۶ سانتی متر می رسد (شکل ۱۵-۳).

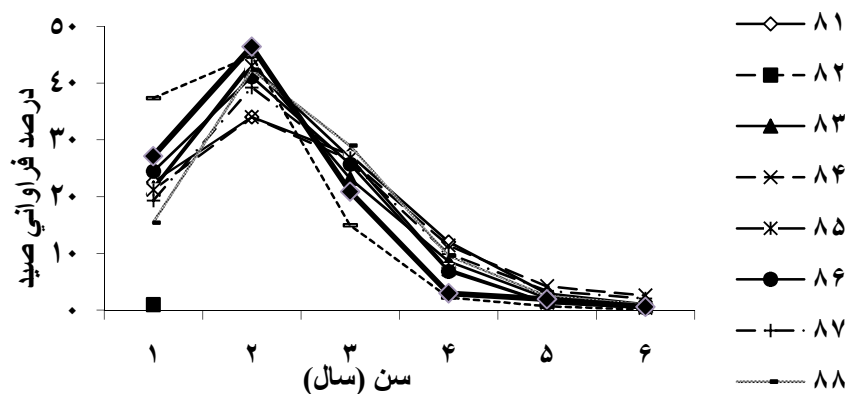


شکل ۱۵-۳: پراکنش وزنی صید در طول های مختلف ماهی شوریده تخلیه شده در اسکله های صیادی

خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۳-۳-۳- تعداد صید در گروه های سنی

تعداد و درصد فراوانی صید در ده سال گذشته در جدول ۳-۳ و شکل ۱۶-۳ نشان داده شده است. حد اکثر فراوانی صید در سال های ۱۳۸۱ تا ۱۳۹۰ در گروه سنی ۲ سال مشاهده می گردد. در میان سال ها حداکثر تعداد صید در سال ۱۳۸۷ و حداقل در سال ۱۳۸۱ مشاهده می شود.



شکل ۱۶-۳: فراوانی صید ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

جدول ۳-۳: تعداد صید در گروه های سنی در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

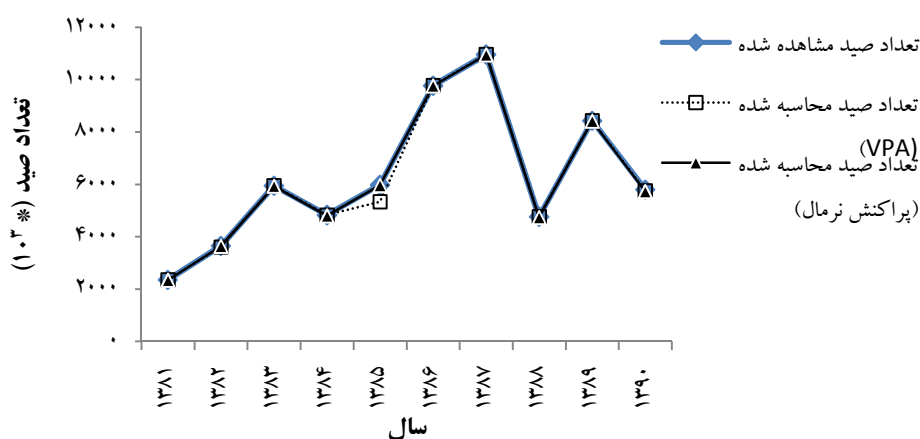
| گروه های سنی (سال) | | | | | | تعداد صید | سال |
|--------------------|--------|--------|---------|---------|---------|-----------|------|
| ۶ | ۵ | ۴ | ۳ | ۲ | ۱ | | |
| ۲۳۸۸۵ | ۶۸۴۸۴ | ۲۸۲۶۱۳ | ۶۴۲۸۲۷ | ۷۹۹۳۵۱ | ۵۳۰۳۱۶ | ۲۳۴۷۷۶ | ۱۳۸۱ |
| ۳۰۳۴۲ | ۸۵۰۵۸ | ۳۹۶۴۶۶ | ۱۰۱۱۲۶۸ | ۱۴۵۳۱۷۳ | ۶۶۷۹۹۹ | ۳۶۴۴۳۰۶ | ۱۳۸۲ |
| ۴۶۷۴۴ | ۱۲۷۳۴۷ | ۵۱۱۳۶۸ | ۱۳۸۰۷۷۶ | ۲۵۹۷۴۶۵ | ۱۲۸۲۱۶۲ | ۵۹۴۵۸۶۱ | ۱۳۸۳ |
| ۳۹۳۸۳ | ۱۰۸۰۵۶ | ۴۶۱۶۵۵ | ۱۳۵۳۴۷۵ | ۱۷۶۴۸۲۸ | ۱۰۹۹۷۹۴ | ۴۸۲۷۳۲۵ | ۱۳۸۴ |
| ۲۵۱۷۱ | ۹۲۳۲۵ | ۵۱۳۱۵۷ | ۱۶۷۹۱۱۴ | ۲۳۷۱۶۴۳ | ۱۲۹۶۷۲۴ | ۵۹۷۸۱۳۵ | ۱۳۸۵ |
| ۴۲۰۴۶ | ۱۳۲۶۵۰ | ۶۶۸۲۲۰ | ۲۵۱۵۱۴۶ | ۴۰۲۲۷۸۰ | ۲۳۹۳۰۷۹ | ۹۷۷۳۹۲۲ | ۱۳۸۶ |
| ۴۴۰۱۸ | ۱۴۳۱۶۴ | ۷۸۴۲۳۴ | ۲۹۴۴۰۹۴ | ۴۷۲۴۹۵۳ | ۲۳۲۵۹۵۷ | ۱۰۹۶۶۴۲۲ | ۱۳۸۷ |
| ۴۸۵۳۴ | ۱۲۰۶۶۷ | ۴۵۸۱۰۴ | ۱۳۸۲۴۴۳ | ۲۰۱۷۹۹۴ | ۷۳۴۷۵۴ | ۴۷۶۲۴۹۵ | ۱۳۸۸ |
| ۶۴۲۴ | ۵۶۳۴۷ | ۱۸۵۰۱۹ | ۱۲۶۰۴۳۶ | ۳۷۷۵۸۳۲ | ۳۱۴۸۶۸۸ | ۸۴۳۲۷۴۶ | ۱۳۸۹ |
| ۳۴۱۶۸ | ۱۱۲۴۳۶ | ۱۷۳۱۷۳ | ۱۲۱۱۷۴۰ | ۲۶۹۳۳۳۵ | ۱۵۷۴۹۵۱ | ۵۷۹۹۸۰۲ | ۱۳۹۰ |

۴-۳-۳- آنالیز جمعیت مجازی

تعداد و بیوماس ذخیره، تعداد و وزن صید و مرگ و میر صیادی محاسبه شده از طریق آنالیز جمعیت مجازی در جدول ۳ پیوست آورده شده است. اساس آنالیز جمعیت ماهی شوریده در این مطالعه بر این فرضیه که ذخیره ماهی شوریده در سواحل شمال غربی خلیج فارس ذخیره واحدی می باشد بنا شده است.

۱-۴-۳-۳- تعداد صید محاسبه شده و مشاهده شده

روند صید در ده سال گذشته صعودی بوده و در سال ۸۷ به بیشترین میزان خود رسیده است (شکل ۳-۱۷). میزان صید مشاهده شده با میزان صید محاسبه شده از طریق پراکنش نرمال و آنالیز جمعیت مجازی با هم تفاوت معنی داری در سطح ۹۵ درصد نشان ندادند.



شکل ۱۷-۳: تعداد صید مشاهده شده و محاسبه شده در آنالیز جمعیت مجازی و پراکنش نرمال در ماهی

شوریده در سواحل خوزستان در سال های ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۲-۴-۳- اثر تفاوت مرگ و میر صیادی نهایی بر پیش بینی وزن صید

نتایج آنالیز حساسیت مقادیر متفاوت مرگ و میر صیادی نهایی بر محاسبه وزن صید در جدول ۳-۴ نشان داده شده است. تغییر مرگ و میر صیادی نهایی از ۰/۱ تا ۱ تاثیر زیادی بر میزان صید ندارد و اختلاف در مقادیر مختلف با مقدار ۰/۵ بسیار ناچیز و کوچک می باشد.

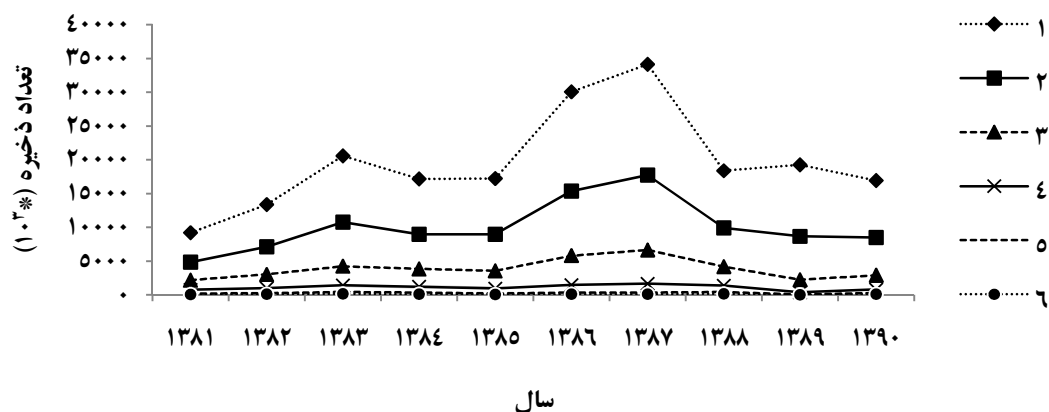
جدول ۳-۴: وزن صید محاسبه شده در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی نهایی در ماهی شوریده

در سال ۹۰

| مرگ و میر صیادی | ۰/۱ | ۰/۵ | ۰/۸ | ۱ | ۱/۵ | ۲ | ۵ | ۱۰ |
|----------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| وزن صید پیش بینی شده | ۲۳۶۳/۴۳ | ۲۳۸۳/۳۵ | ۲۳۶۴/۲۳ | ۲۳۶۴/۱۲ | ۲۳۶۳/۹۸ | ۲۳۶۳/۱۶ | ۲۳۶۵/۴۱ | ۲۳۶۴/۷۶ |
| درصد اختلاف | -۰/۸۳۶ | ۰/۰۰۰ | -۰/۸۰۲ | -۰/۸۰۷ | -۰/۸۱۳ | -۰/۸۴۷ | -۰/۷۵۳ | -۰/۷۸۰ |

۳-۴-۳- تعداد ذخیره در گروه های سنی

حداکثر تعداد ذخیره در تمام سال ها در گروه سنی ۱ و حداقل در گروه سنی ۶ می باشد. حداکثر آن در سال ۱۳۸۷ و حداقل در سال ۱۳۸۱ مشاهده شده است (شکل ۱۸-۳).



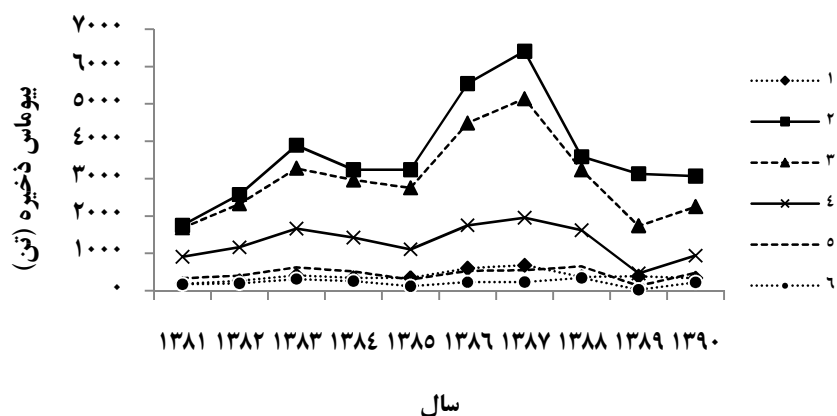
شکل ۱۸-۳: تعداد ذخیره در گروه های سنی در ماهی شوریده در سواحل خوزستان

در سال های ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۴-۳-۴-۳- بیوماس ذخیره در گروه های سنی

بیوماس ذخیره در تمام سال ها در گروه های سنی ۲ و ۳ حداکثر و در گروه های سنی ۱ و ۶ حداقل می باشد.

حداکثر آن در سال ۱۳۸۷ و حداقل در سال ۱۳۸۱ مشاهده شده است (شکل ۱۹-۳).



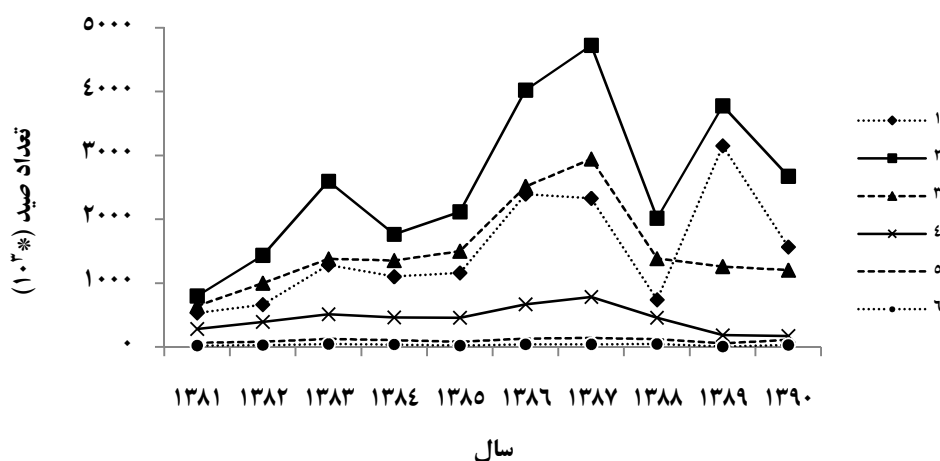
شکل ۱۹-۳: بیوماس ذخیره در گروه های سنی در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۵-۴-۳- تعداد صید در گروه های سنی

تعداد صید در گروه های سنی ۲ و ۳ و ۱ بیشتر از گروه های سنی ۴، ۵ و ۶ می باشد. گروه سنی ۶ کمترین تعداد

را در صید به خود اختصاص می دهد. حداکثر تعداد در سال ۱۳۸۷ و حداقل در سال ۱۳۸۱ مشاهده می شود

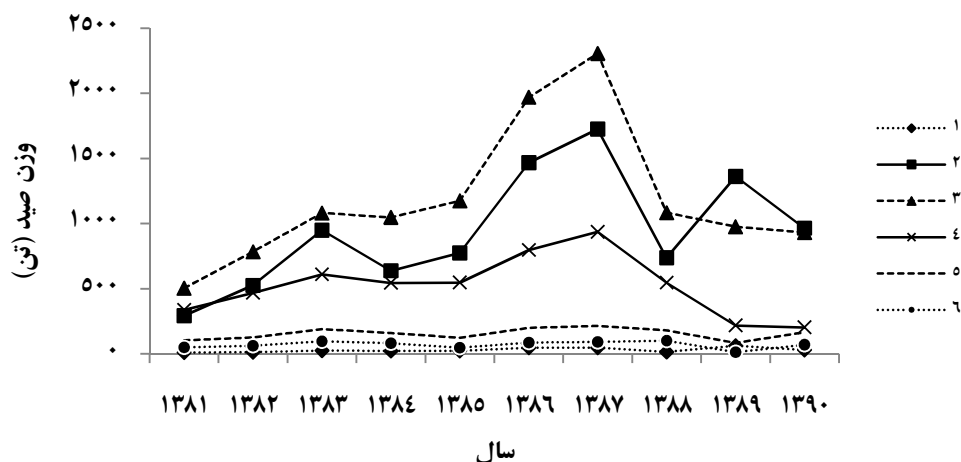
(شکل ۲۰-۳).



شکل ۲۰-۳: تعداد صید در گروه های سنی در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

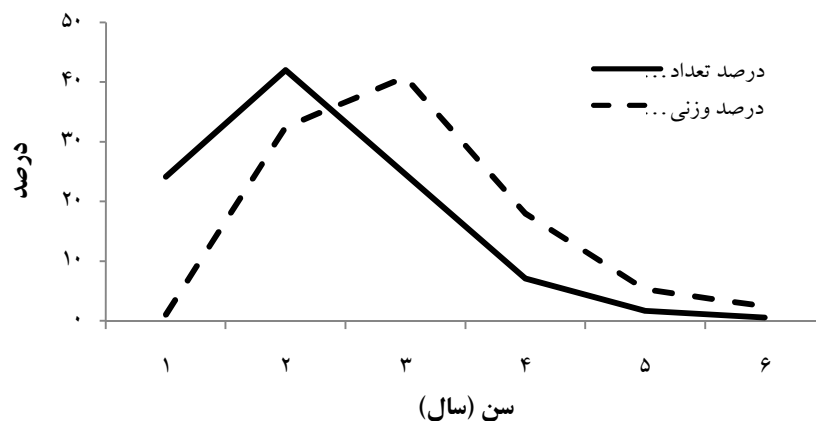
۳-۴-۶- وزن صید در گروه های سنی

وزن صید در گروه های سنی و درصد میانگین تعداد و وزن صید در شکل های ۳-۲۱ و ۳-۲۲ مشاهده می شود. وزن صید در گروه های سنی ۳، ۲ و ۴ حداکثر و در گروه های سنی ۵، ۶ و ۱ حداقل می باشد. همچنین در سال ۱۳۸۷ حداکثر و در سال ۱۳۸۱ حداقل وزن صید دیده می شود (شکل ۳-۲۱).



شکل ۳-۲۱: وزن صید در گروه های سنی در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

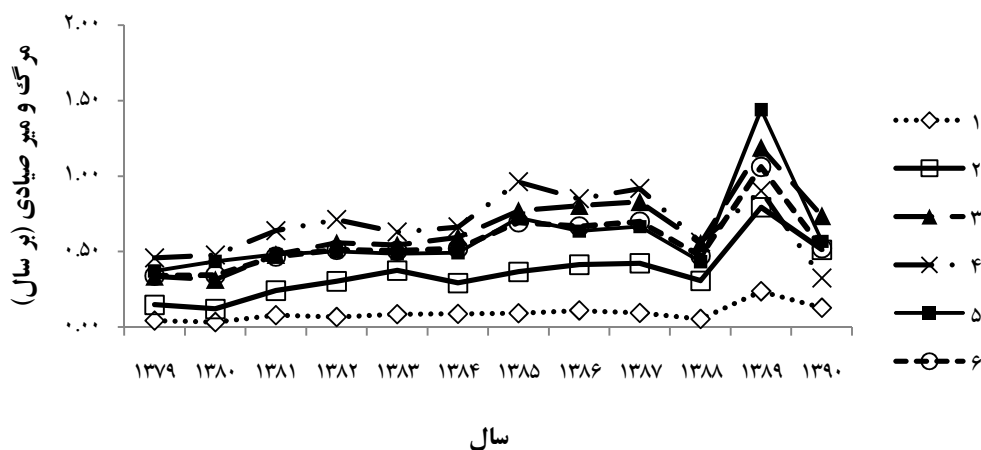
درصد تعداد و وزن صید نسبت به میانگین ۱۰ ساله در شکل نشان داده شده است. بیشترین تعداد صید در گروه های سنی ۲ و ۱ و کمترین تعداد صید در گروه های سنی ۵ و ۶ دیده می شود و بیشترین درصد وزنی در گروه های سنی ۳ و ۲ و کمترین در گروه های سنی ۱، ۶ و ۵ مشاهده می شود. گروه سنی یک که سن قبل از بلوغ جنسی می باشد تقریباً به لحاظ تعداد ۲۰ درصد و به لحاظ وزنی تقریباً ۱ درصد صید کل را به خود اختصاص می دهد (شکل ۳-۲۲).



شکل ۲۲-۳: میانگین درصد ۱۰ ساله تعداد صید و وزن صید در ماهی شوریده در سواحل خوزستان

۲-۴-۳- ضریب مرگ و میر صیادی در گروه های سنی

حداکثر میانگین ضریب مرگ و میر صیادی در گروه های سنی ۳ و ۴ و حداقل در گروه های سنی ۱ مشاهده می شود. حداکثر مرگ و میر صیادی در سال ۱۳۸۹ و حداقل آن در سال ۱۳۸۱ دیده می شود (شکل ۲۳-۳).



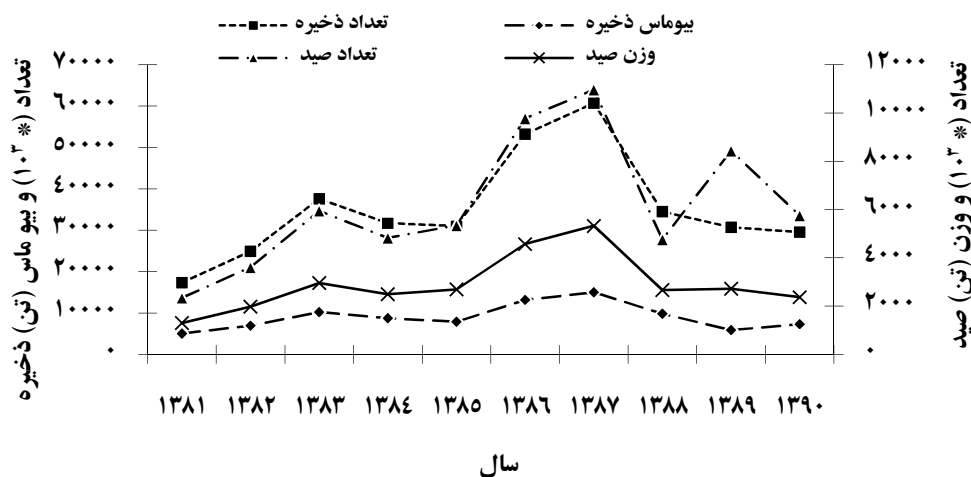
شکل ۲۳-۳: ضریب مرگ و میر صیادی در گروه های سنی در ماهی شوریده در سواحل خوزستان

در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۸-۴-۳- تعداد و بیوماس ذخیره، تعداد و وزن صید

تعداد و بیوماس ذخیره، تعداد و وزن صید در اکثر سال ها از یک روند تبعیت می کنند. حداکثر مقادیر در سال

۱۳۸۷ و حداقل در سال ۱۳۸۱ مشاهده می شود (شکل ۲۴-۳).

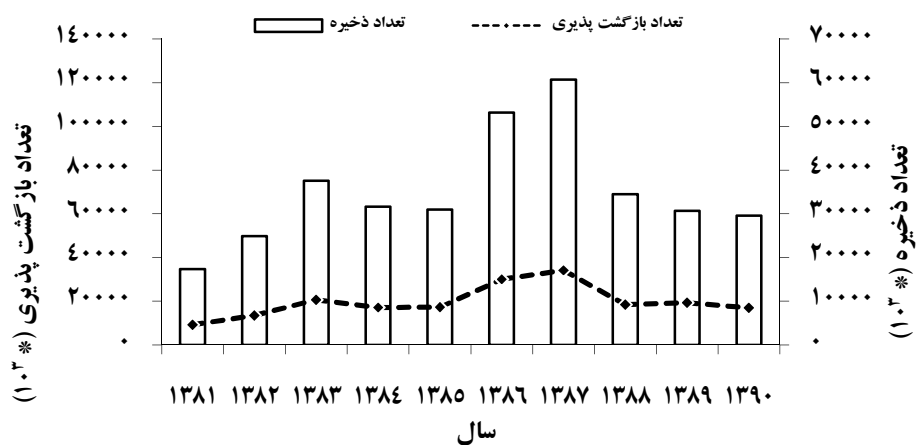


شکل ۲۴-۳: تعداد و بیوماس ذخیره، تعداد و وزن صید در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۹-۴-۳- تعداد بازگشت پذیری و تعداد ذخیره در سال های مختلف

حداکثر تعداد بازگشت پذیری (گروه سنی ۱) در سال ۱۳۸۷ و حداقل در سال ۱۳۸۱ مشاهده می شود. روند

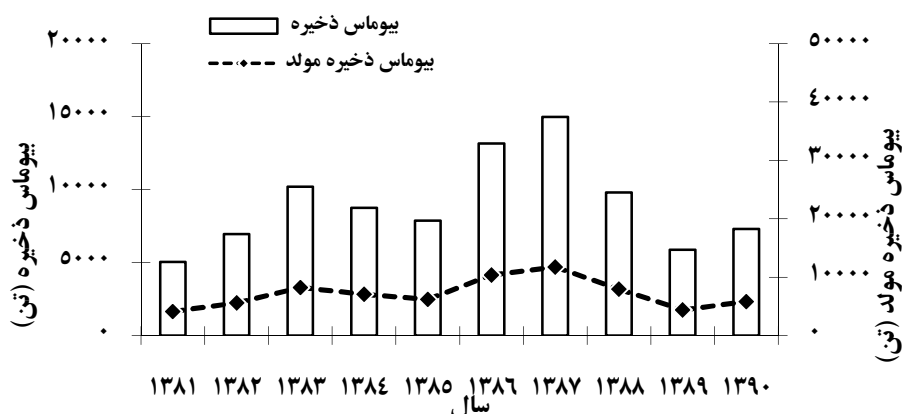
تعداد ذخیره و تعداد بازگشت پذیری در سال های مختلف از هم پیروی می کند (شکل ۲۵-۳).



شکل ۲۵-۳: روند تعداد بازگشت پذیری و تعداد ذخیره در ماهی شوریده در سواحل خوزستان (۱۳۸۱-۱۳۹۰)

۱۰-۴-۳- بیوماس ذخیره مولد و بیوماس کل ذخیره

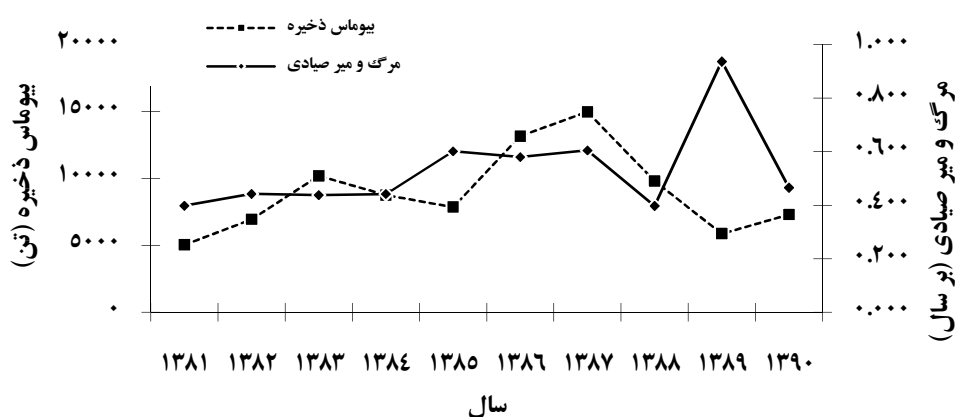
بیوماس ذخیره مولد در سال ۱۳۸۷ به حداکثر میزان و در سال ۱۳۸۱ به حداقل می رسد روند آن با افزایش و کاهش میزان بیوماس ذخیره تغییر می کند (شکل ۲۶-۳).



شکل ۲۶-۳: بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده و کل ذخیره در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۱۱-۴-۳- مرگ و میر صیادی و بیوماس ذخیره

با افزایش مرگ و میر صیادی میزان بیوماس ذخیره کاهش یافته و بالعکس با کاهش مرگ و میر صیادی، میزان بیوماس ذخیره افزایش می یابد و حداکثر آن در سال ۱۳۸۷ و حداقل در سال ۱۳۸۱ مشاهده می شود (شکل ۲۷-۳).

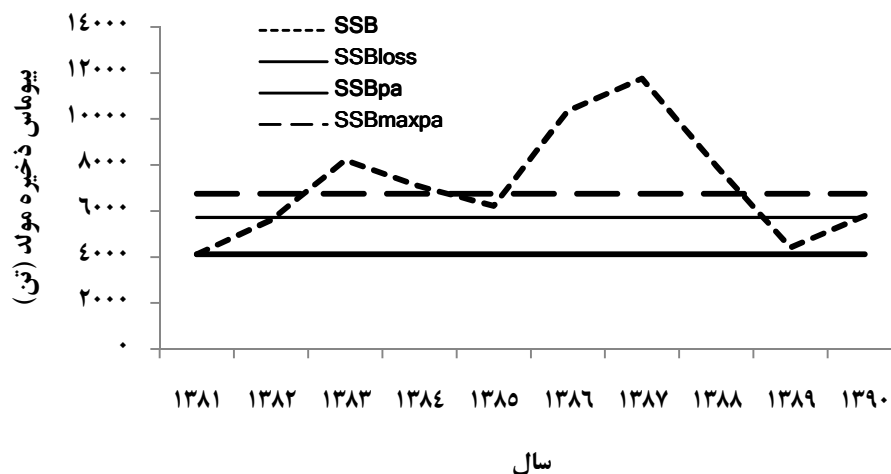


شکل ۲۷-۳: روند بیوماس ذخیره و مرگ و میر صیادی در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۱۲-۴-۳- بیوماس ذخیره مولد

حداکثر بیوماس ذخیره مولد در سال ۱۳۸۷ و حداقل در سال ۱۳۸۱ مشاهده می شود (شکل ۲۸-۳). در سال های

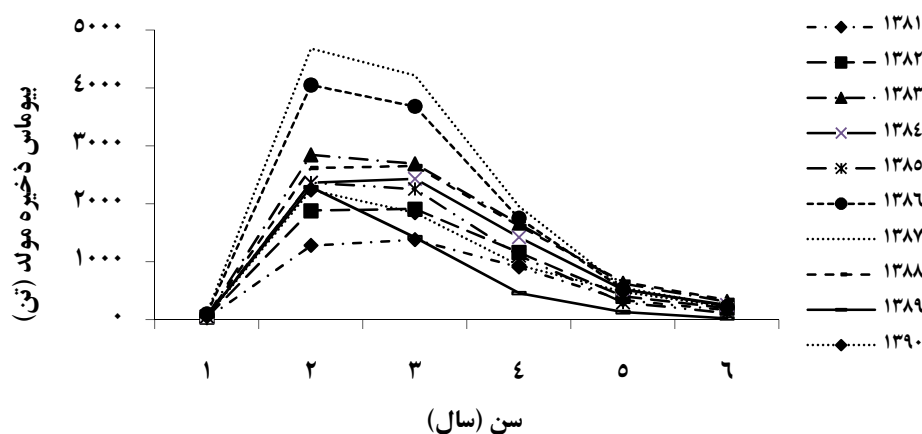
۸۱، ۸۲، ۸۵، ۸۹ و ۹۰ میزان آن کمتر از نقطه مرجع بیوماس پیشگیرانه می باشد.



شکل ۲۸-۳: بیوماس ذخیره مولد و نقاط مرجع در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

حداکثر بیوماس ذخیره مولد در سن ۲ و ۳ و حداقل در سن ۱ و ۶ در سال های مختلف مطالعه مشاهده شده است

(شکل ۲۹-۳).

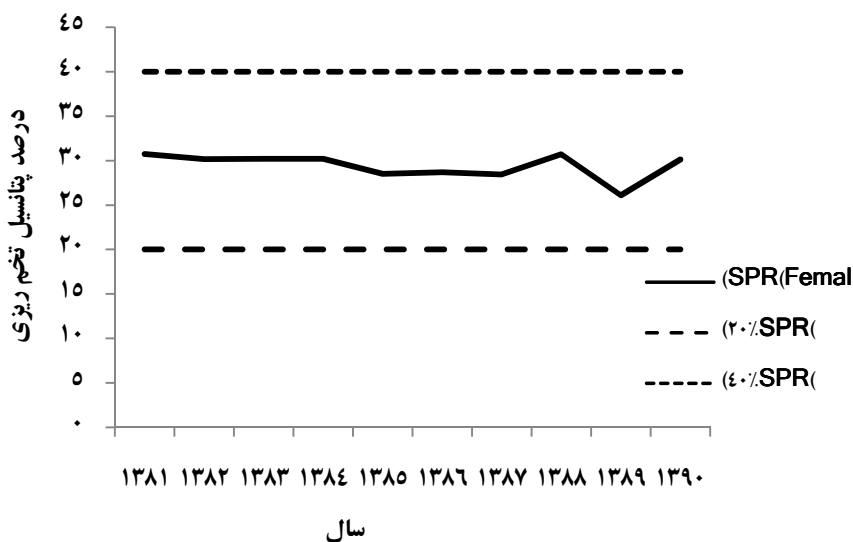


شکل ۲۹-۳: بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده در ماهی شوریده در سنین مختلف در سواحل خوزستان

در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۱۳-۴-۳- پتانسیل تخم ریزی

درصد پتانسیل تولید مثلی ماهیان ماده در تمام سال ها بین ۲۰ و ۴۰ درصد قرار دارد و حداقل آن در سال ۱۳۸۹ مشاهده می شود (شکل ۳-۳۰). همچنین حداکثر پتانسیل تولید مثلی در گروه های سنی ۶، ۵ و ۴ و حداقل در گروه سنی ۱ مشاهده گردیده است (شکل ۳-۳۱).



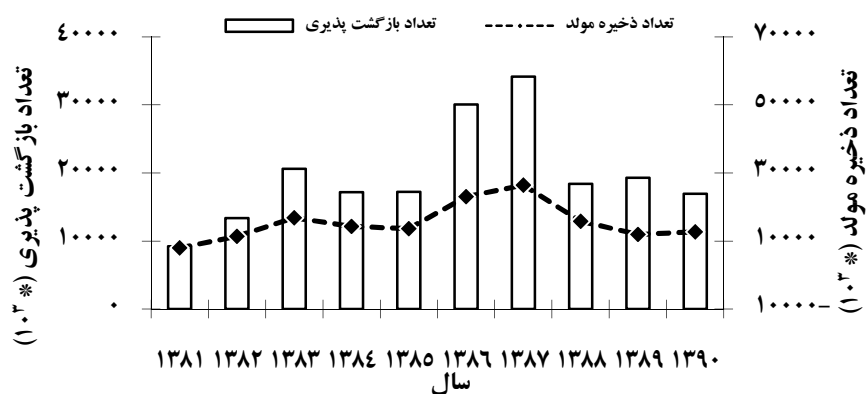
شکل ۳-۳۰: پتانسیل تخم ریزی ماهیان ماده شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰



شکل ۳-۳۱: درصد پتانسیل تخم ریزی ماهیان ماده شوریده در سواحل خوزستان در سنین مختلف در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۱۴-۴-۳- تعداد ذخیره مولد و تعداد بازگشت پذیری

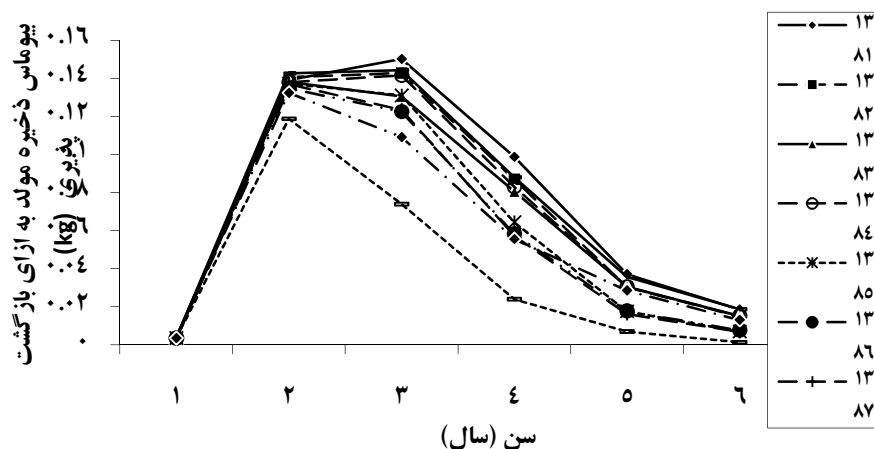
تعداد ذخیره مولد و تعداد بازگشت پذیری دارای یک روند یکسان می باشند. با کاهش بازگشت پذیری، تعداد ذخیره مولد نیز کاهش می یابد و بالعکس با افزایش آن روند صعودی پیدا می کند. حداکثر تعداد ذخیره مولد و بازگشت پذیری در سال ۱۳۸۷ و حداقل در ۱۳۸۱ مشاهده شده است (شکل ۳-۳۲).



شکل ۳-۳۲: تعداد ذخیره مولد و تعداد بازگشت پذیری در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۱۵-۴-۳- بیوماس ذخیره مولد به ازای بازگشت پذیری

بیوماس ذخیره مولد به ازای بازگشت پذیری در سال ۱۳۸۴ حداکثر و در سال ۱۳۸۶ حداقل بوده و در گروه سنی ۳ در اکثر سال ها حداکثر و در گروه سنی ۱ در تمام سال ها حداقل بوده است (شکل ۳-۳۳).



شکل ۳-۳۳: بیوماس ذخیره مولد به ازای تعداد بازگشت پذیری در ماهی شوریده در سنین مختلف در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

| سال | SSB/R | SSB/R(female) | SSBr. (%) | SSBt. (%) |
|------|-------|---------------|-----------|-----------|
| ۱۳۸۱ | 40 | 22 | 20 | 20 |
| ۱۳۸۲ | 40 | 21 | 20 | 20 |
| ۱۳۸۳ | 40 | 20 | 20 | 20 |
| ۱۳۸۴ | 40 | 20 | 20 | 20 |
| ۱۳۸۵ | 38 | 18 | 20 | 19 |
| ۱۳۸۶ | 35 | 17 | 20 | 17 |
| ۱۳۸۷ | 35 | 17 | 20 | 17 |
| ۱۳۸۸ | 42 | 21 | 20 | 20 |
| ۱۳۸۹ | 23 | 11 | 20 | 11 |
| ۱۳۹۰ | 35 | 17 | 20 | 17 |

۱۶-۴-۳-۳- رابطه مرگ و میر صیادی و بیوماس ذخیره مولد به ازای بازگشت پذیری

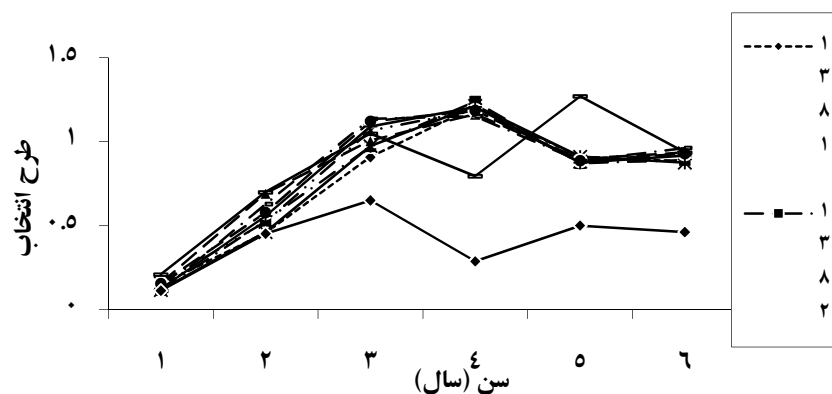
Figure 1 is a scatter plot showing the relationship between the number of fish caught (y-axis) and the weight of the fish (x-axis). The regression line is defined by the equation $y = -0.367x + 0.567$, with an R^2 value of 0.882. The data points are as follows:

| وزن ماهی (kg) | تعداد ماهی |
|---------------|------------|
| 0.40 | 0.43 |
| 0.42 | 0.41 |
| 0.45 | 0.35 |
| 0.58 | 0.34 |
| 0.60 | 0.35 |
| 0.92 | 0.22 |

شکل ۳-۳۵: رابطه مرگ و میر صیادی و بیوماس ذخیره مولد به ازای بازگشت پذیری در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۱۷-۴-۳- طرح انتخاب

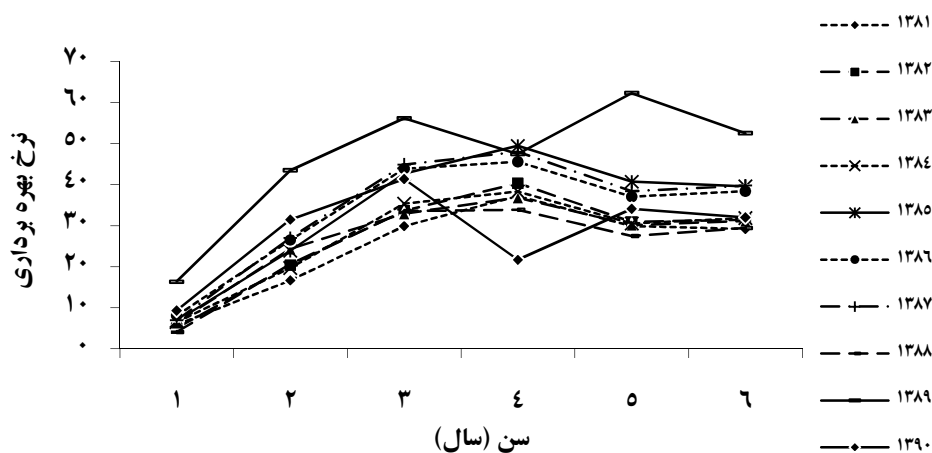
طرح انتخاب در گروه سنی ۴ در اکثر سال ها و گروه سنی ۵ در سال ۱۳۸۹ حداکثر و گروه سنی ۱ در تمام سال ها حداقل بوده است و بطور کلی در سال ۱۳۸۹ حداکثر و در سال ۱۳۹۰ حداقل می باشد (شکل ۳-۳۶).



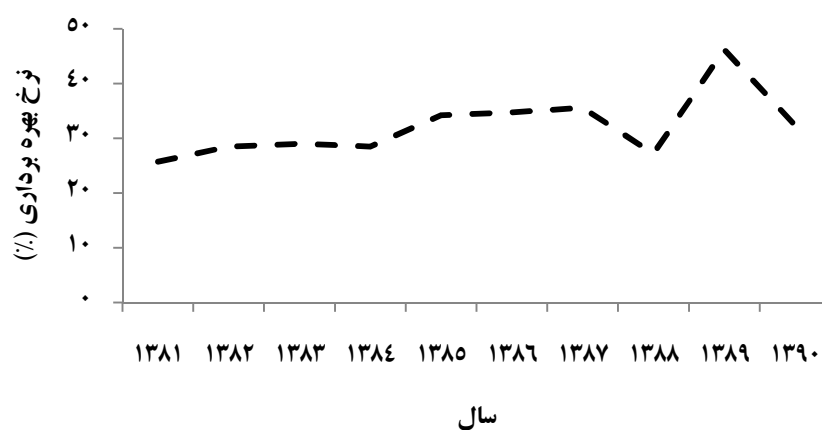
شکل ۳-۳۶: طرح انتخاب در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سنین مختلف در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۱۸-۴-۳- نرخ بهره برداری در سنین مختلف

حداکثر نرخ بهره برداری در گروه سنی ۴ و در سال ۱۳۸۹ در گروه سنی ۵ (شکل ۳-۳۷) و حداقل در گروه سنی ۱ و بطور کلی حداکثر در سال ۱۳۸۹ و حداقل در سال ۱۳۸۱ مشاهده شده است (شکل ۳-۳۸).



شکل ۳-۳۷: نرخ بهره برداری در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سنین مختلف در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

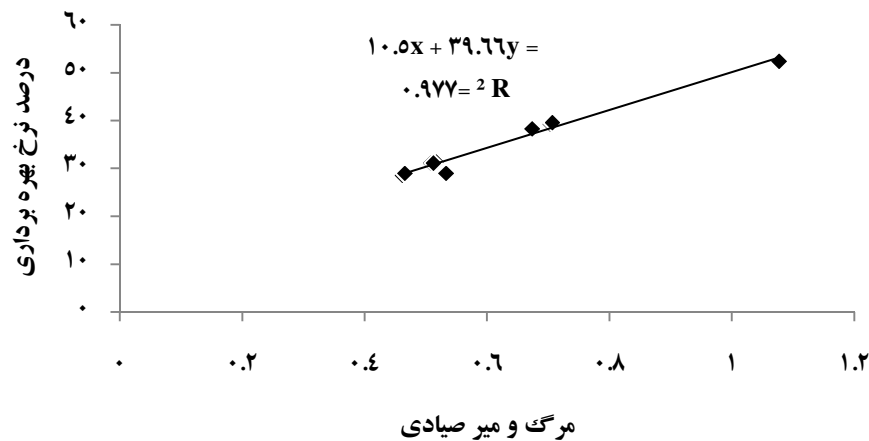


شکل ۳-۳۸: نرخ بهره برداری در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۱۹-۴-۳- رابطه مرگ و میر صیادی و نرخ بهره برداری

درصد بهره برداری در ده سال گذشته با افزایش ضریب مرگ و میر صیادی افزایش یافته است و ضریب تعیین

آن ۰/۹۸ بدست آمده است (شکل ۳-۳۹).



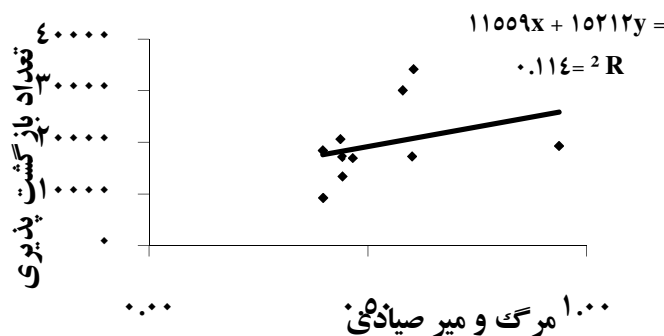
شکل ۳-۳۹: رابطه مرگ و میر صیادی و نرخ بهره برداری در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال

۱۳۸۱-۱۳۹۰

۲۰-۴-۳-۳- رابطه مرگ و میر صیادی و بازگشت پذیری

تعداد بازگشت پذیری با افزایش مرگ و میر صیادی دارای یک رابطه خطی با همبستگی بسیار ضعیف می باشد

و دارای ضریب تعیین ۰/۱۱ می باشد (۳-۴۰).



شکل ۴۰-۳: رابطه مرگ و میر صیادی و تعداد بازگشت پذیری در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در

سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۲۱-۴-۳-۳- پیش بینی وضعیت ذخیره

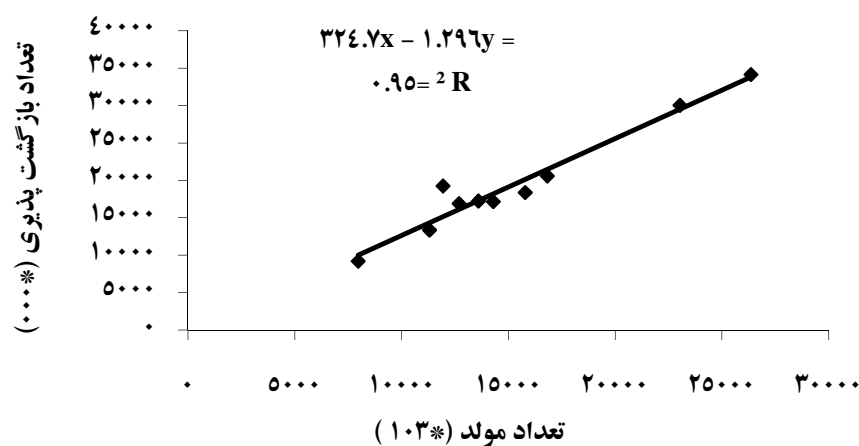
• رابطه تعداد بازگشت پذیری و تعداد مولد

با افزایش تعداد ذخیره مولد، تعداد بازگشت پذیری نیز افزایش می یابد (شکل ۴۱-۳). از برقراری ارتباط بین

تعداد بازگشت پذیری و تعداد مولد، رابطه زیر با ضریب تعیین ۰/۹۵ بدست آمد. که از آن جهت محاسبه تعداد

بازگشت پذیری در سن ۱، در سال های مختلف استفاده شد.

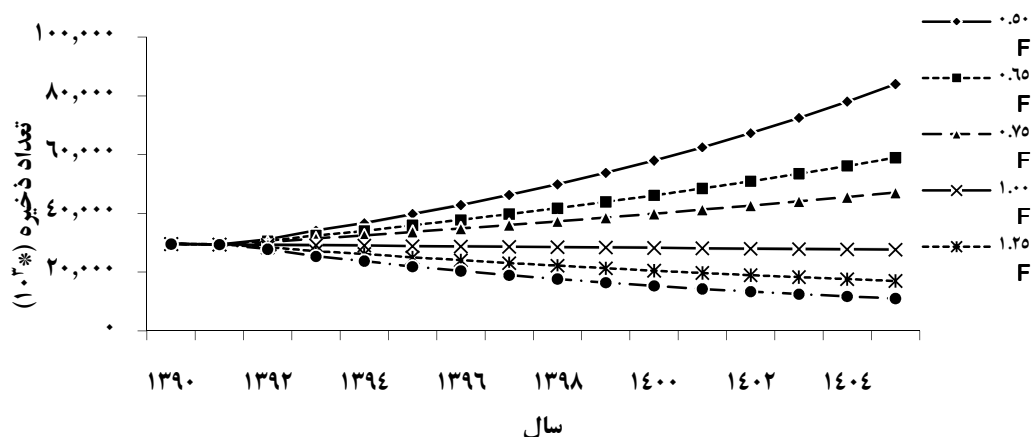
$$R = 1/297SS + 324/7$$



شکل ۴۱-۳: رابطه تعداد بازگشت پذیری و تعداد مولد در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۱-۱۳۹۰

• پیش بینی تعداد ذخیره

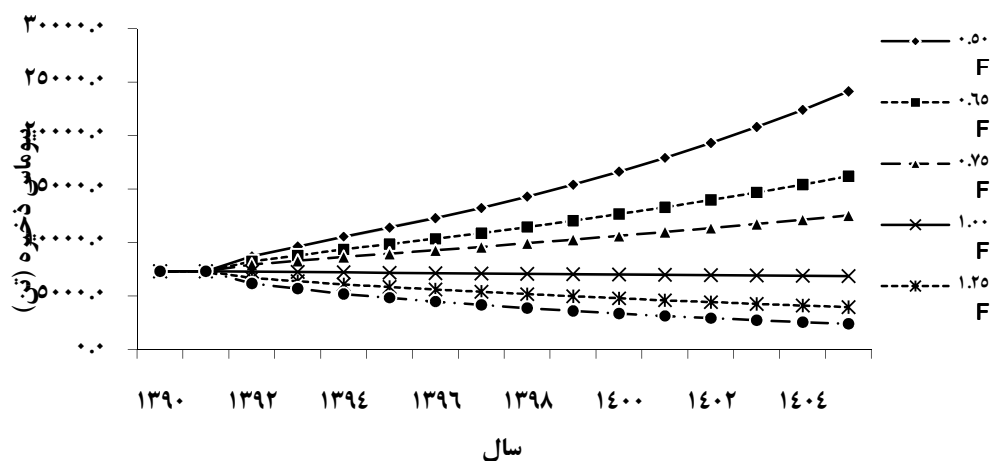
تعداد ذخیره با ادامه سطح تلاش جاری در سال های آینده کاهش می یابد. در صورتی که اگر تلاش به نصف کاهش یابد تعداد ذخیره دو برابر می گردد (شکل ۴۲-۳).



شکل ۴۲-۳: تعداد ذخیره در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی با مرگ و میر طبیعی برابر ۵۶٪ در سال های ۱۳۹۰-۱۴۰۵

• پیش بینی بیوماس ذخیره

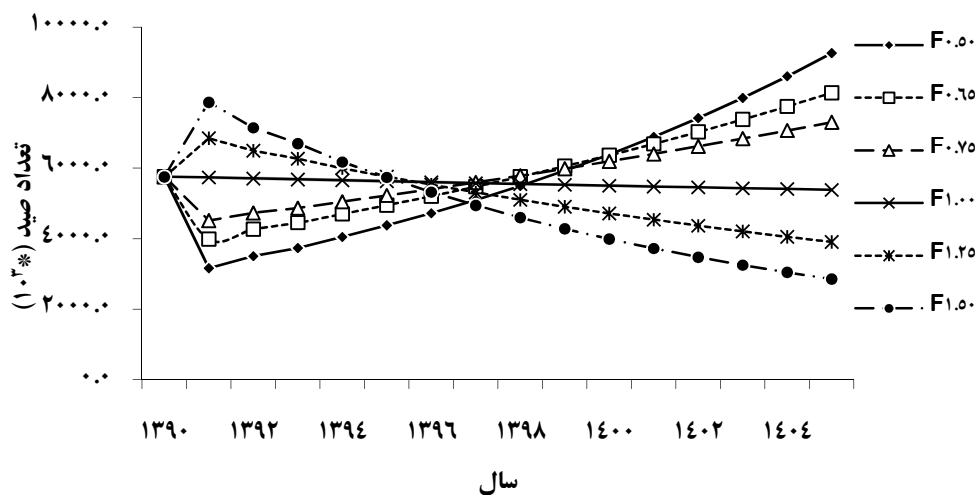
بیوماس ذخیره نیز بدنبال کم شدن تعداد، با ادامه سطح تلاش جاری در سال های آینده کاهش می یابد. در صورتی که اگر تلاش کاهش یابد بیوماس ذخیره نیز افزایش می یابد (شکل ۴۳-۳).



شکل ۴۳: بیوماس ذخیره در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی با مرگ و میر طبیعی برابر ۰/۵۶ در سال های ۱۳۹۰-۱۴۰۵

• پیش بینی تعداد صید

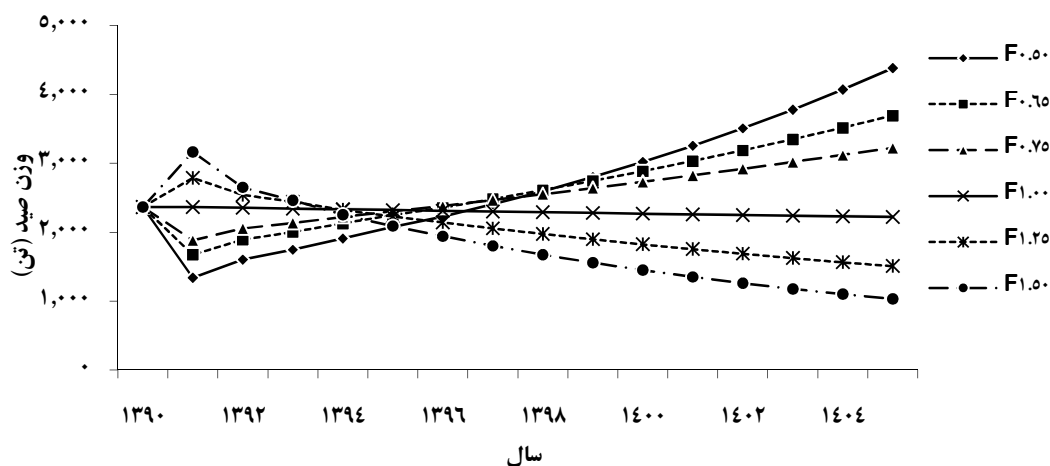
تعداد صید در صورت ادامه روند جاری کاهش می یابد اما در صورتی که میزان تلاش کاهش یابد در سال های آینده افزایش می یابد (شکل ۴۴-۳).



شکل ۴۴: روند تعداد صید در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی با مرگ و میر طبیعی برابر ۰/۵۶ در سال های ۱۳۸۸-۱۴۰۳

• پیش بینی وزن صید

وزن صید نیز در صورت ادامه روند جاری، کاهش می یابد اما در صورتی که میزان تلاش کاهش یابد در سال های آینده افزایش می یابد (شکل ۳-۴۵).



شکل ۳-۴۵: روند وزن صید در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی با مرگ و میر طبیعی برابر ۰/۵۶ در سال های ۱۳۹۰-۱۴۰۵

۲۲-۳-۴-۳- نقاط مرجع

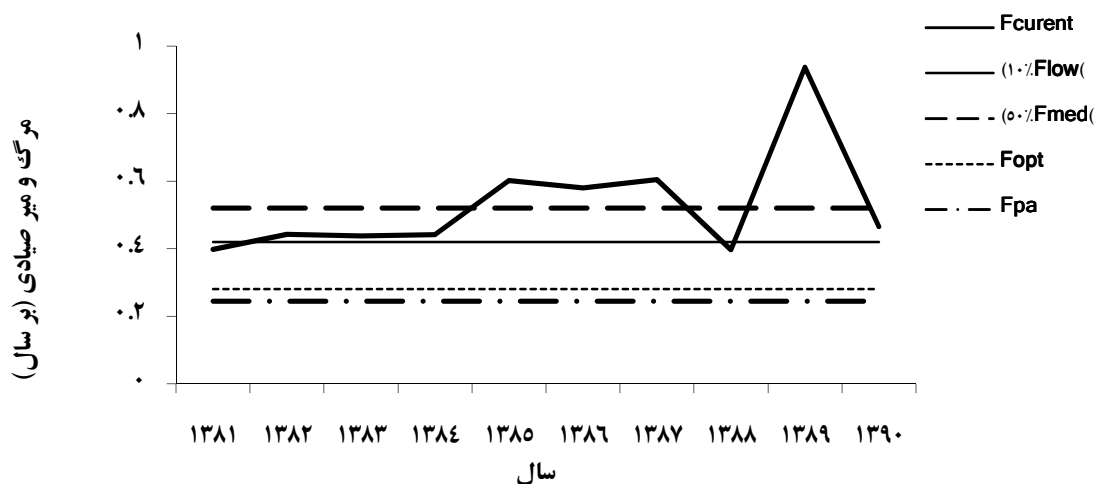
نقاط مرجع هدف، حد و پیشگیرانه طی یک دوره ۱۰ ساله که بر اساس داده های بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری و بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده تخمین زده شده در جدول ۳-۵ آورده شده است.

جدول ۳-۵: نقاط مرجع ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال های ۱۳۸۱-۱۳۹۰

| نقاط مرجع | میزان |
|--|-----------|
| $F_{10\%}(\text{year}^{-1})$ | ۰/۴۲ |
| $F_{\text{msy}}(\text{year}^{-1})$ | ۰/۴ |
| $F_{50\%}(\text{year}^{-1})$ | ۰/۵۲ |
| $F_{\text{loss}}(\text{year}^{-1})$ | ۰/۴ |
| $F_{\text{pa}}(\text{year}^{-1})$ | ۰/۲۰-۰/۲۴ |
| $F_{\text{opt}}(\text{year}^{-1})$ | ۰/۳ |
| $\text{SSB}_{\text{loss}}(\text{ton})$ | ۴۱۱۰ |
| $\text{SSB}_{\text{pa}}(\text{ton})$ | ۵۷۱۳-۶۷۴۰ |

مرگ و میر صیادی در تمام سال ها بیشتر نقطه مرجع پیشگیرانه و ایده آل می باشد و فقط در سال های ۱۳۸۸ و

۱۳۸۱ کمتر از نقطه مرجع ۱۰ درصد می باشد (شکل ۳-۴۶).

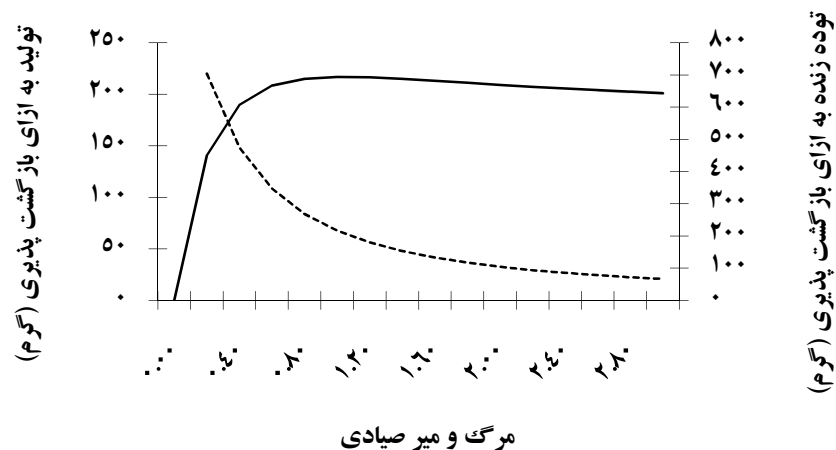


شکل ۳-۴۶: مرگ و میر صیادی و نقاط مرجع در ماهی شوریده در سواحل خوزستان

در سال های ۱۳۸۱-۱۳۹۰

۳-۳-۵ - مدل تولید و بیوماس به ازای بازگشت پذیری

حداکثر تولید به ازای بازگشت پذیری در مرگ و میر صیادی برابر یک دیده شد و با افزایش مرگ و میر تولید کاهش می یابد. بیوماس نیز با افزایش مرگ و میر کاهش می یابد (شکل ۳-۴۷).



شکل ۳-۴۷: تولید و بیوماس به ازای بازگشت پذیری در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۸

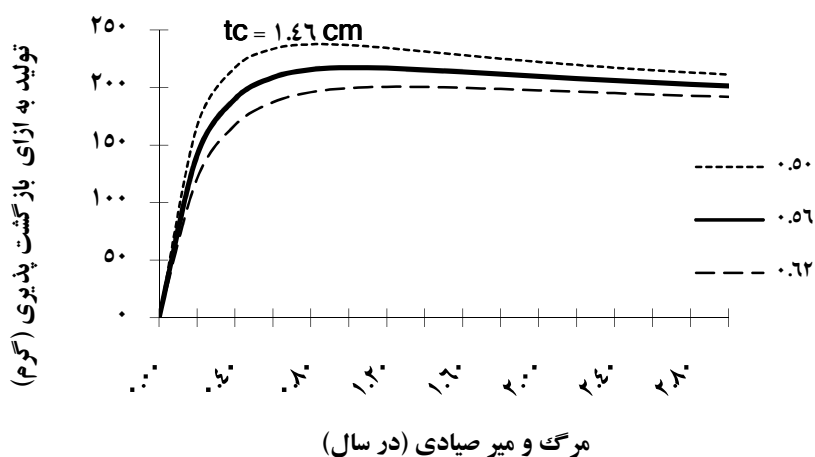
$$(M=0.06, tc=1/46)$$

حداکثر میزان تولید به ازای بازگشت پذیری در F_{max} با دامنه ۰/۸ تا ۱/۸ و $F_{0.1}$ با دامنه ۰/۴۵ تا ۰/۶ و F_{MSY} با دامنه ۰/۵ تا ۰/۶۷ در سناریوهای مختلف طول صید مشاهده می شود (جدول ۳-۶).

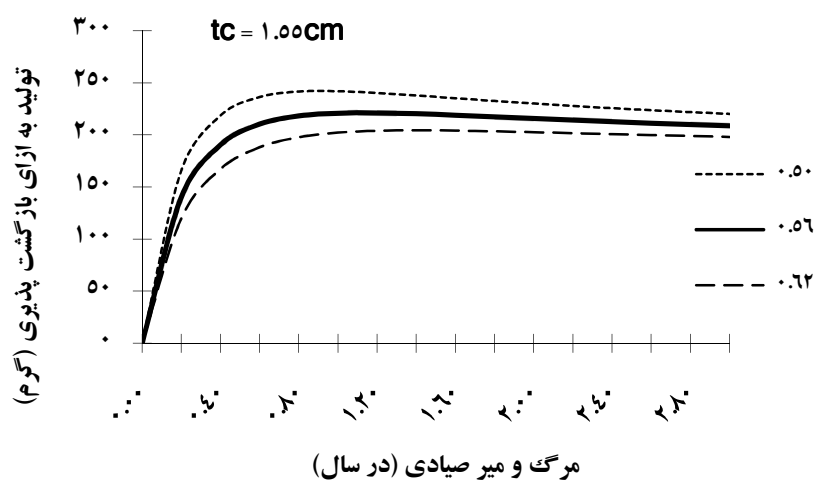
جدول ۳-۶: مرگ و میر صیادی در سناریو های مختلف برداشت ماهی شوریده
در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۸

| سن در اولین صید | مرگ و میر طبیعی | مرگ و میر صیادی جاری | F_{max} | $F_{0.1}$ | F_{msy} |
|--------------------|--------------------|-------------------------|-----------|-----------|-----------|
| ۱/۴۶ | ۰/۵ | ۰/۵ | ۰/۸ | ۰/۴۵ | ۰/۵ |
| | ۰/۵۶ | ۰/۴۴ | ۱ | ۰/۵ | ۰/۵۶ |
| | ۰/۶۲ | ۰/۳۸ | ۱/۲ | ۰/۵۶ | ۰/۶۲ |
| ۱/۵۵ | ۰/۵ | ۰/۵ | ۱ | ۰/۴۶ | ۰/۵۱ |
| | ۰/۵۶ | ۰/۴۴ | ۱/۲ | ۰/۵۲ | ۰/۵۸ |
| | ۰/۶۲ | ۰/۳۸ | ۱/۴ | ۰/۵۸ | ۰/۶۵ |
| ۱/۹۵ | ۰/۵ | ۰/۵ | ۱/۴ | ۰/۵۳ | ۰/۵۹ |
| | ۰/۵۶ | ۰/۴۴ | ۱/۸ | ۰/۶ | ۰/۶۷ |
| | ۰/۶۲ | ۰/۳۸ | ۲/۴ | ۰/۶۷ | ۰/۷۵ |

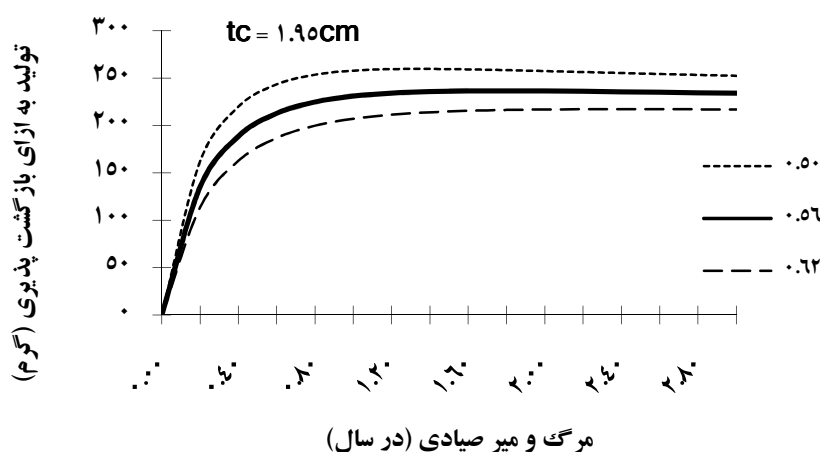
تولید به ازای بازگشت پذیری با کاهش مرگ و میر طبیعی و در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی در سن صید حاضر، بلوغ، صیادی افزایش می یابد. حداکثر آن در جاییکه میزان مرگ و میر طبیعی برابر ۰/۵ است دیده می شود (شکل های ۳-۴۸، ۳-۴۹، ۳-۵۰). همچنین در تمامی سناریوها حداکثر تولید در نقطه ای از مرگ و میر صیادی که بیشتر از وضعیت حاضر می باشد دیده شده است.



شکل ۳-۴۸: تولید به ازای بازگشت پذیری در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی و طبیعی در ماهی شوریده
در سواحل استان خوزستان در سال ۱۳۸۸ $t_c = 1/46$



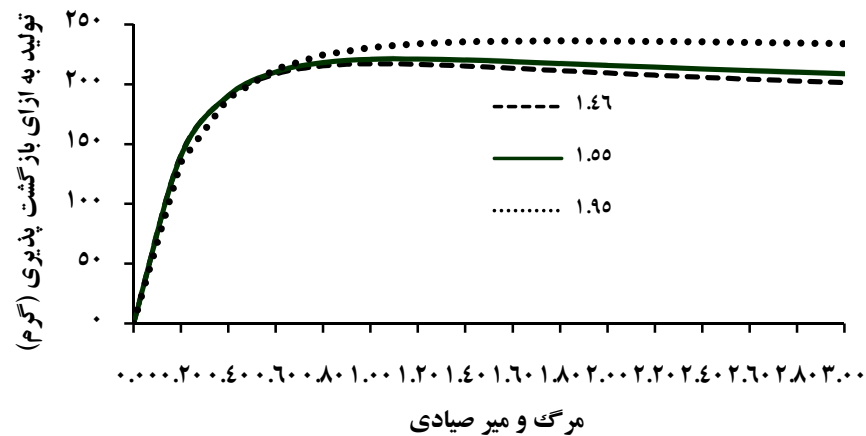
شکل ۴۹-۳: تولید به ازای بازگشت پذیری در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی و طبیعی در ماهی شوریده در سواحل استان خوزستان در سال ۱۳۸۸ $t_c = 1/50$



شکل ۵۰-۳: تولید به ازای بازگشت پذیری در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی و طبیعی در ماهی شوریده در سواحل استان خوزستان در سال ۱۳۸۸ $t_c = 1/90$

در شکل ۵۱-۳ تولید به ازای بازگشت پذیری در سنین مختلف مشاهده می شود. حداکثر تولید در نقطه ای بیشتر از مرگ و میر صیادی حاضر در تمامی سناریو های سن صید دیده می شود. با افزایش مرگ و میر صیادی

تولید به ازای بازگشت پذیری در سناریوی سن صید حاضر و بلوغ قبل از مرگ و میر صیادی برابر ۲ کاهش می یابد در صورتی که روند آن در سن اولین صید برابر ۱/۹۵ در حال افزایش است.



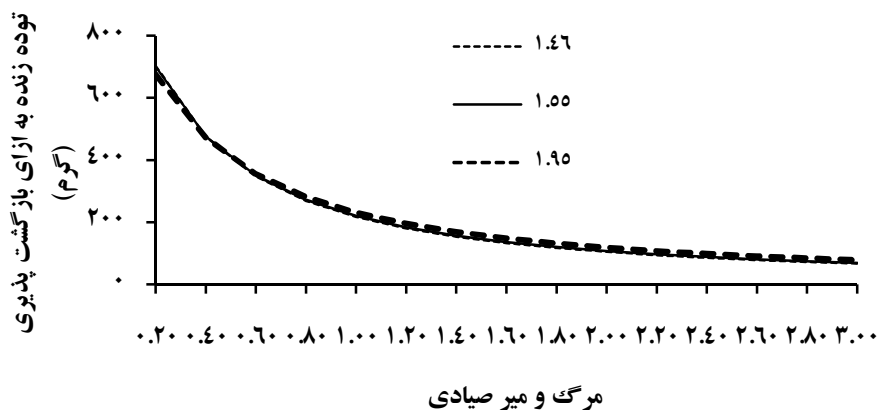
شکل ۵۱-۳: تولید به ازای بازگشت پذیری در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی در سنین مختلف در اولین صید در ماهی شوریده در سواحل استان خوزستان در سال ۱۳۸۸

مرگ و میر صیادی جاری در تمامی سناریوها تقریباً کمتر از نقطه ای است که بیشترین تولید را می دهد. درصد افزایش تولید به ازای بازگشت پذیری و مرگ و میر صیادی در جدول ۷-۳ آورده شده است.

جدول ۷-۳: درصد تغییرات تولید به ازای بازگشت پذیری از مرگ و میر جاری تا حداکثر مرگ و میر در ماهی شوریده در سواحل خوزستان

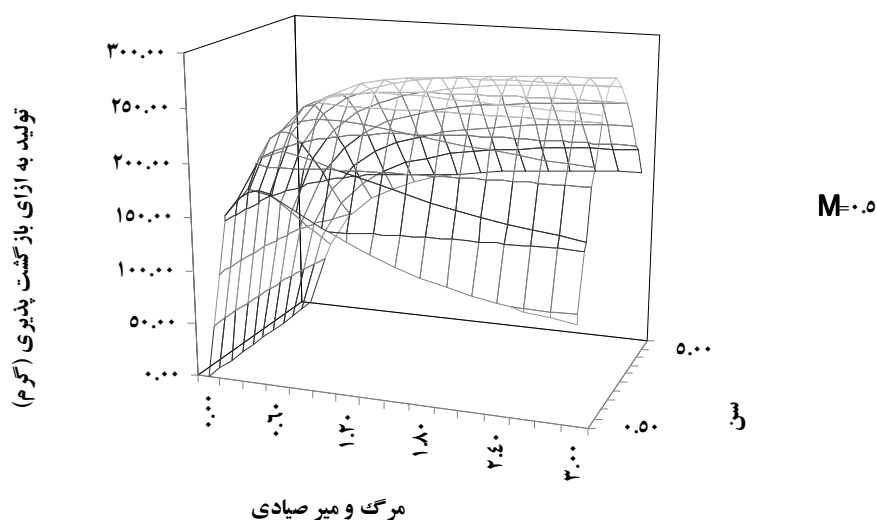
| tc | M | Fcur | Fmax | Y/R increase% | F increase% |
|------|------|-------|-------|---------------|-------------|
| ۱/۴۶ | ۰/۵ | ۲۲۷/۶ | ۲۳۷/۴ | ۴/۳ | ۶۰ |
| | ۰/۵۶ | ۱۹۵/۲ | ۲۱۷ | ۱۱/۲ | ۱۲۷ |
| | ۰/۶۲ | ۱۶۴/۳ | ۲۰۰/۷ | ۲۲/۱۵ | ۲۱۵/۷۸ |
| ۱/۵۵ | ۰/۵ | ۲۲۹/۷ | ۲۴۱/۸ | ۵/۲۶ | ۱۰۰ |
| | ۰/۵۶ | ۱۹۵/۹ | ۲۲۱/۱ | ۱۲/۸۶ | ۱۷۲/۷۲ |
| | ۰/۶۲ | ۱۶۴ | ۲۰۴/۴ | ۲۴/۶۳ | ۲۶۸/۴۲ |
| ۱/۹۵ | ۰/۵ | ۲۳۴/۱ | ۲۵۹/۸ | ۱۰/۹۷ | ۱۸۰ |
| | ۰/۵۶ | ۱۹۵ | ۲۳۶/۵ | ۲۱/۲۸ | ۳۰۹ |
| | ۰/۶۲ | ۱۵۹/۳ | ۲۱۷/۳ | ۳۶/۴۱ | ۵۳۱/۵۸ |

بیوماس به ازای بازگشت پذیری در سنین مختلف صید با افزایش مرگ و میر صیادی کاهش می یابد و در تمامی سناریو ها تقریباً روند یکسانی دارد و اختلاف اندکی با هم دارند (شکل ۵۲-۳).

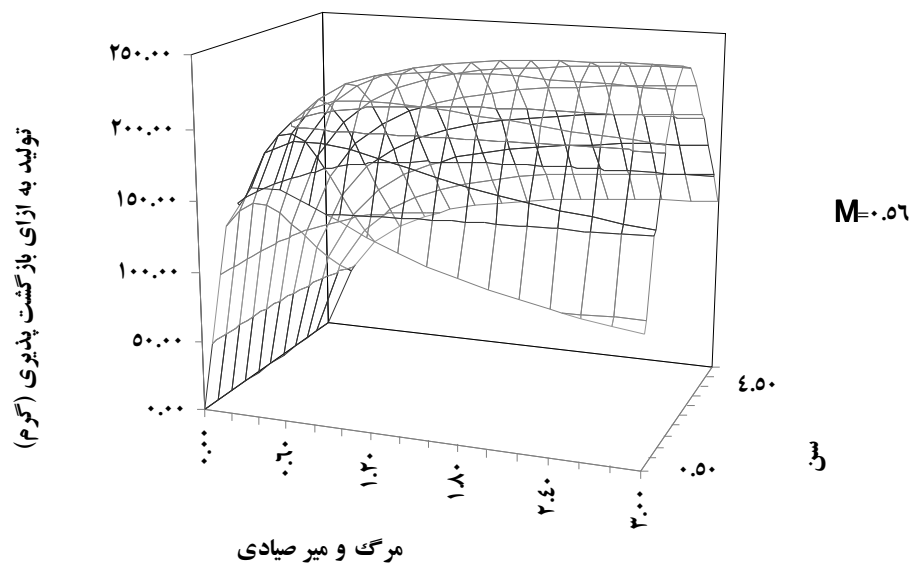


شکل ۵۲-۳: بیوماس به ازای بازگشت پذیری در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی در سناریوهای مختلف سن صید در ماهی شوریده در سواحل استان خوزستان در سال ۱۳۸۸

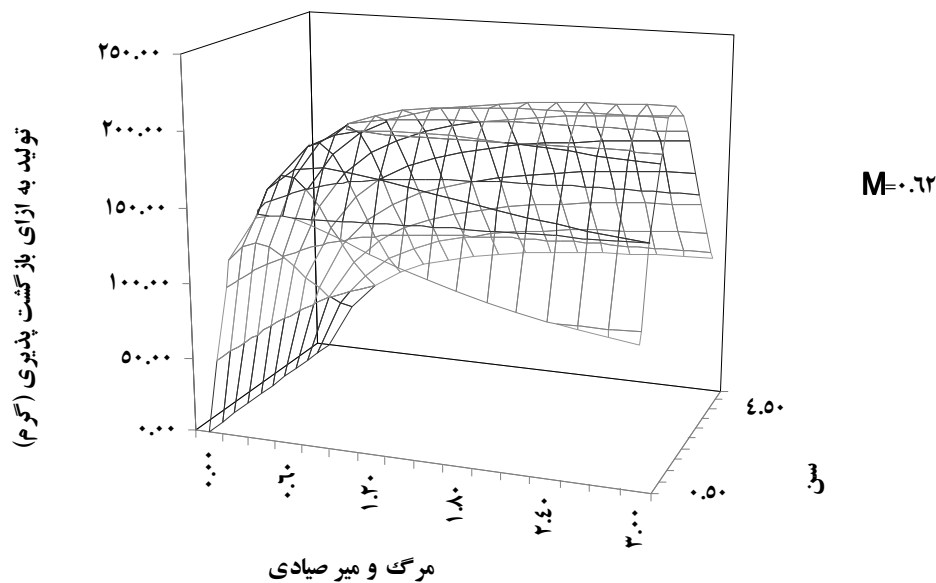
حداکثر تولید به ازای بازگشت پذیری در مرگ و میر طبیعی برابر ۰/۵ با افزایش مرگ و میر صیادی در سن صید ۳ سال و در مرگ و میر طبیعی برابر ۰/۵۶ در سن صید ۲/۵ سال مشاهده می شود و پس از آن تولید دوباره کاهش می یابد (شکل های ۳-۵۳، ۵۴، ۵۵).



شکل ۵۳-۳: منحنی ایزو پلایت تولید به ازای بازگشت پذیری در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی و سن های متفاوت در مرگ و میر طبیعی ۰/۵ در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۸

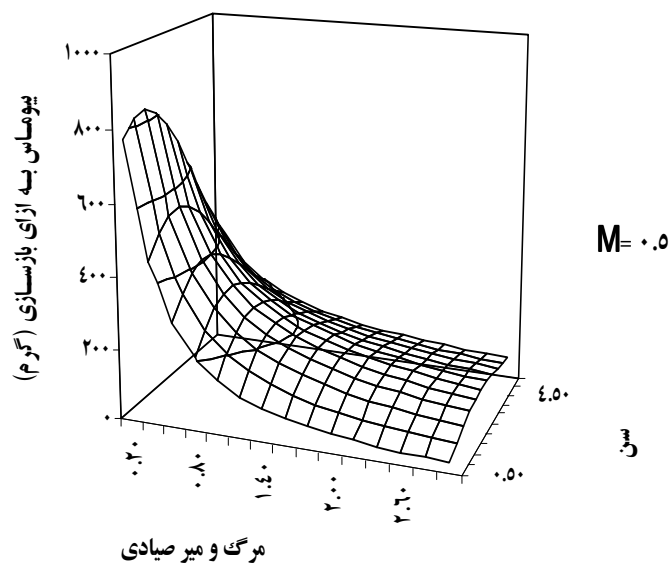


شکل ۵۴-۳: منحنی ایزو پلنت تولید به ازای بازگشت پذیری در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی و سن های متفاوت در مرگ و میر طبیعی ۰/۵۶ در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۸

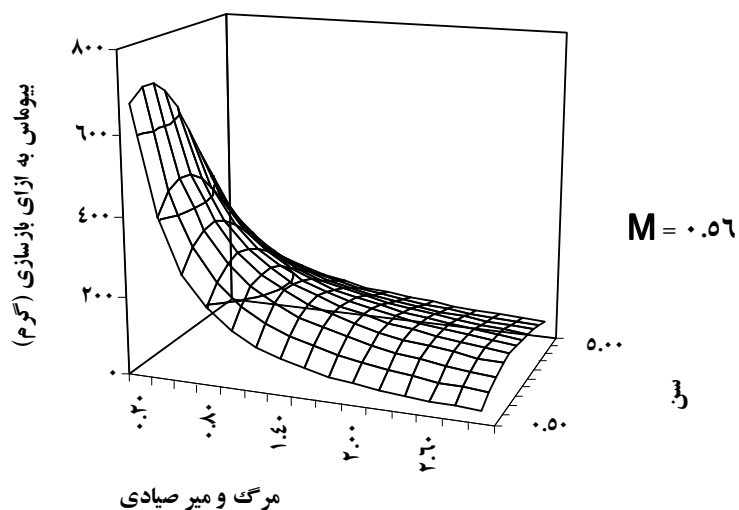


شکل ۵۵-۳: منحنی ایزو پلنت تولید به ازای بازگشت پذیری در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی و سن های متفاوت در مرگ و میر طبیعی ۰/۶۲ در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۸

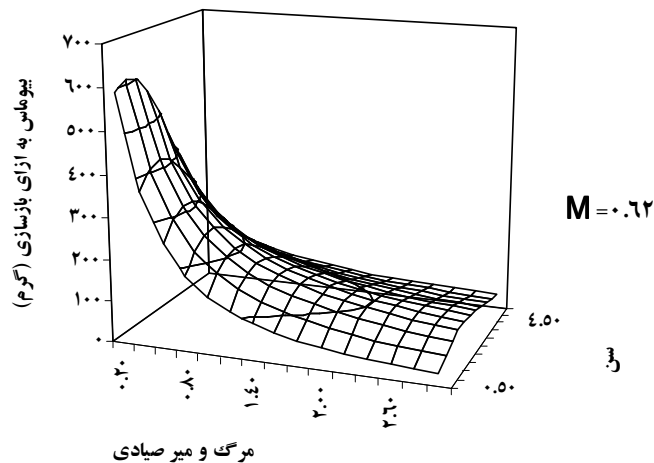
بیوماس به ازای بازگشت پذیری در مقادیر مختلف مرگ و میر طبیعی با افزایش مرگ و میر صیادی در سن صید ۲/۵ سال مشاهده می شود و پس از آن تولید دوباره کاهش می یابد (شکل های ۳-۵۶، ۵۷، ۵۸).



شکل ۵۶-۳: منحنی ایزو پلیت بیوماس به ازای بازگشت پذیری در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی و سن های متفاوت در مرگ و میر طبیعی ۰/۵ در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۸



شکل ۵۷-۳: منحنی ایزو پلیت بیوماس به ازای بازگشت پذیری در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی و سن های متفاوت در مرگ و میر طبیعی ۰/۵۶ در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۸

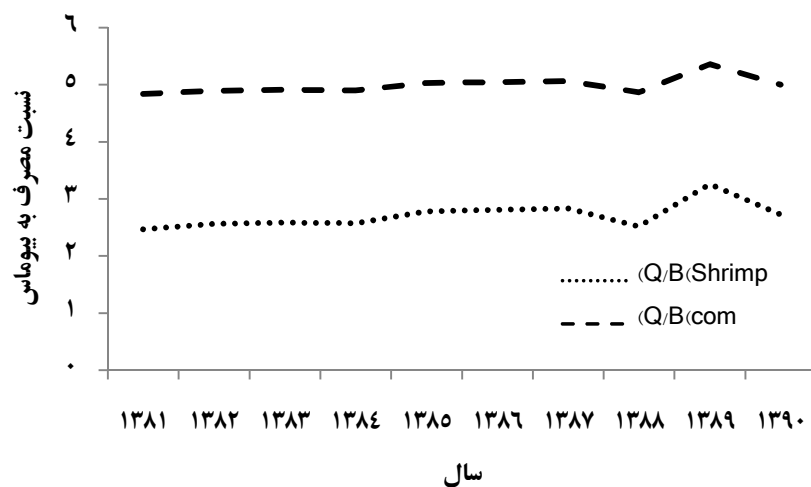


شکل ۳-۵۸: منحنی ایزو پلیم بیوماس به ازای بازگشت پذیری در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی و سن های متفاوت در مرگ و میر طبیعی ۰/۶۲ در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۸

۳-۴ - نسبت، نرخ و میزان مصرف ذخیره

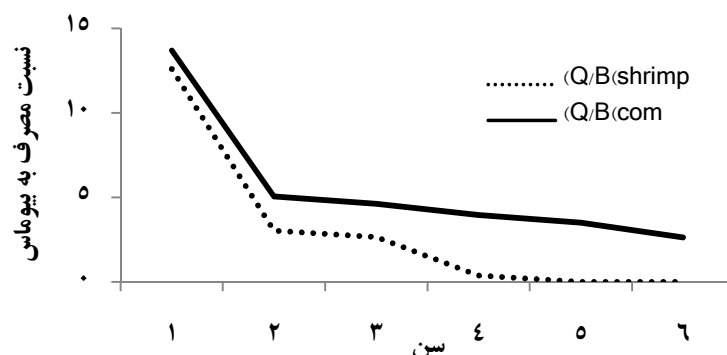
۳-۴-۱ - نسبت مصرف به بیوماس ماهی شوریده

میانگین ده ساله نسبت مصرف به بیوماس ذخیره برای میگو و کل غذا بر اساس داده های آنالیز جمعیت مجازی به ترتیب در روز برابر ۰/۰۰۷ و ۰/۰۱ و در سال ۲/۷ و ۵ بدست آمد. نسبت مصرف به بیوماس از روش پائولی ۶/۱ در سال محاسبه گردید. نسبت مصرف میگو و کل به بیوماس در سال ۱۳۸۹ افزایش می یابد و در مابقی سال ها تقریباً دارای روند ثابتی است (شکل ۳-۵۹).



شکل ۳-۵۹: نسبت مصرف سالانه به بیوماس در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال های ۱۳۸۱-۱۳۹۰

نسبت مصرف به بیوماس در گروه های سنی مختلف دارای یک روند کاهشی می باشد. حداکثر در گروه سنی یک و حداقل در گروه سنی ۶ مشاهده می شود (شکل ۳-۶۰).



شکل ۳-۶۰: نسبت مصرف به بیوماس در ماهی شوریده در گروه های سنی مختلف در سواحل خوزستان

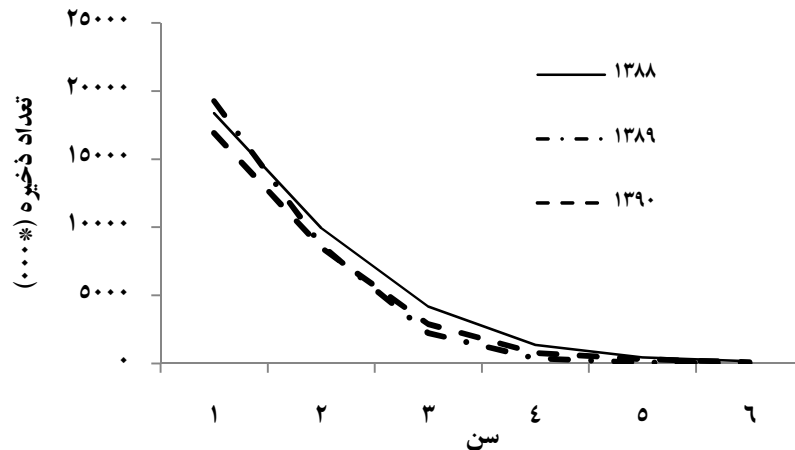
محتویات غذایی در دستگاه گوارش ماهی شوریده شامل بی مهرگان و ماهی می باشد. نرخ مصرف میگو و کل در گروه سنی ۱ حداکثر و در گروه سنی ۶ حداقل می باشد. روزانه ۵۴/۵۵ تن انواع میگو و ۱۰۰/۱ تن بی مهره و ماهی توسط ماهی شوریده مصرف می شود (جدول ۳-۸).

جدول ۳-۸: نرخ و میزان مصرف در ماهی شوریده در آبهای خوزستان در سال ۱۳۹۰

| سن | نرخ مصرف کل (گرم در روز) | نرخ مصرف میگو (گرم بر گرم در روز) | بیوماس ذخیره (تن) | بیوماس مصرفی میگو (تن در روز) | بیوماس مصرفی کل (تن در روز) |
|------------------------------|--------------------------|-----------------------------------|-------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| ۱ | ۰/۰۴ | ۰/۰۳۵ | ۳۳۸ | ۱۱/۷ | ۱۲/۷ |
| ۲ | ۰/۰۱۴ | ۰/۰۰۸ | ۳۰۶۹ | ۲۵/۵ | ۴۲/۵ |
| ۳ | ۰/۰۱۳ | ۰/۰۰۷ | ۲۲۵۲ | ۱۶/۴ | ۲۸/۵ |
| ۴ | ۰/۰۱۱ | ۰/۰۰۱ | ۹۳۹ | ۰/۹۵ | ۱۰/۲ |
| ۵ | ۰/۰۰۹۶ | ۰ | ۴۸۲ | ۰ | ۴/۶ |
| ۶ | ۰/۰۰۷ | ۰ | ۲۲۱ | ۰ | ۱/۶ |
| بیوماس کل (تن) ۷۳۰۱ | | | | | |
| مصرف روزانه (تن) | | | | | |
| | | | ۵۴/۵۵ | ۱۰۰/۱ | |
| نسبت مصرف به بیوماس (روزانه) | | | | | |
| | | | ۰/۰۰۸ | ۰/۰۱۵ | |
| نسبت مصرف به بیوماس (سالانه) | | | | | |
| | | | ۳ | ۵/۵۷ | |

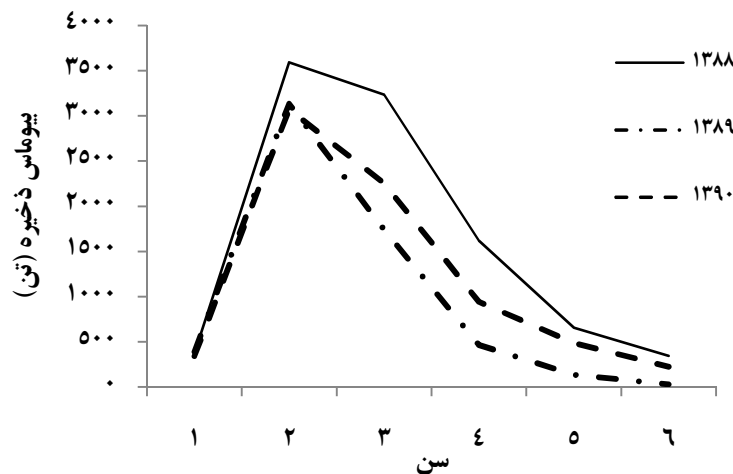
۲-۴-۳- اثر گروه های سنی بر میزان مصرف

حداکثر تعداد ذخیره ماهی شوریده در سال های ۱۳۸۸ تا ۱۳۹۰ در گروه سنی ۱ و حداقل در گروه سنی ۶ مشاهده می شود (شکل ۳-۶۱).



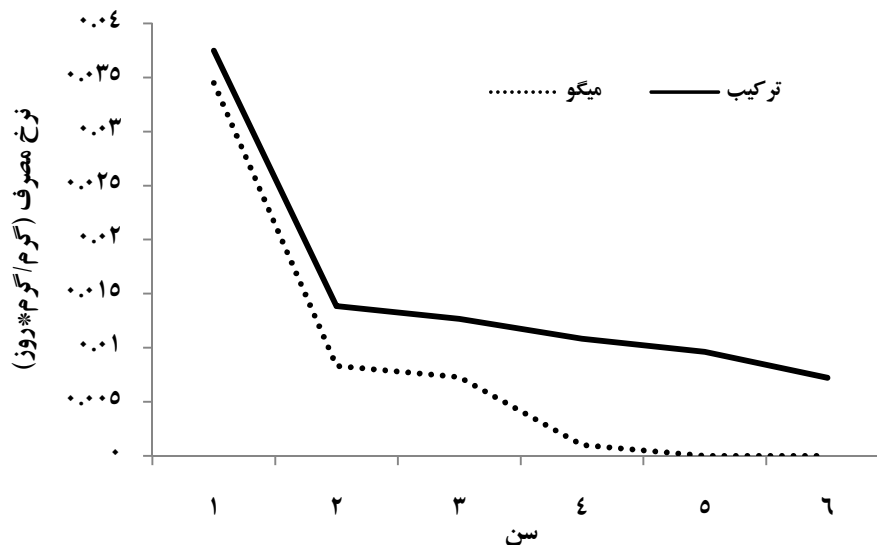
شکل ۳-۶۱: تعداد ذخیره ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۸-۱۳۹۰

حداکثر بیوماس ذخیره ماهی شوریده در سال های ۱۳۸۴ تا ۱۳۸۸ در گروه سنی ۲ و ۳ و حداقل در گروه سنی ۶ و ۱ مشاهده می شود (شکل ۳-۶۲).



شکل ۳-۶۲: بیوماس ذخیره ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۸-۱۳۹۰

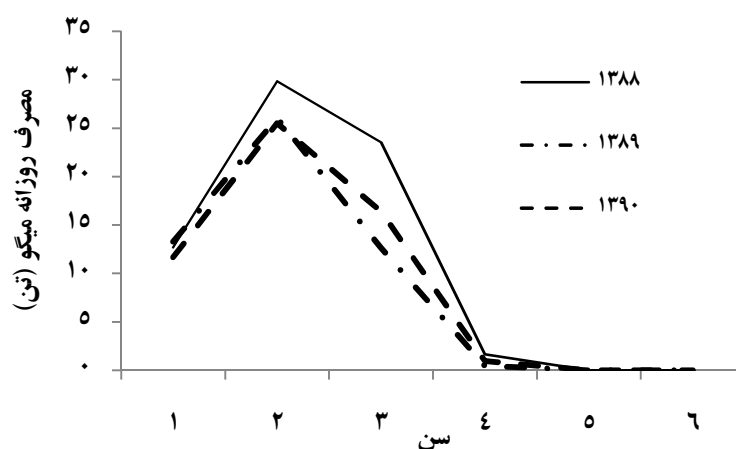
نرخ مصرف روزانه انواع میگو و ماهی حداکثر در گروه سنی ۱ و حداقل در گروه سنی ۶ مشاهده می شود (شکل ۳-۶۳).



شکل ۶۳-۳: نرخ مصرف شکار در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۸۸

میزان مصرف روزانه انواع میگو از گروه سنی ۱ شروع به افزایش نموده و در گروه سنی ۲ و ۳ به بیشترین مقدار می رسد و سپس در گروه سنی ۴ کاهش چشمگیری داشته و در گروه سنی ۵ و ۶ کاملاً به صفر نزدیک می شود

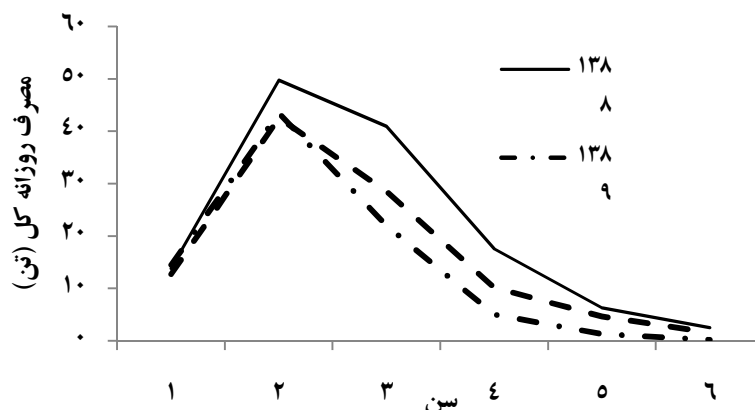
(شکل ۶۴-۳).



شکل ۶۴-۳: میزان مصرف روزانه انواع میگو توسط ذخیره ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۸-۱۳۹۰

میزان مصرف روزانه کل از گروه سنی ۱ شروع به افزایش نموده و در گروه سنی ۲ و ۳ به بیشترین مقدار می

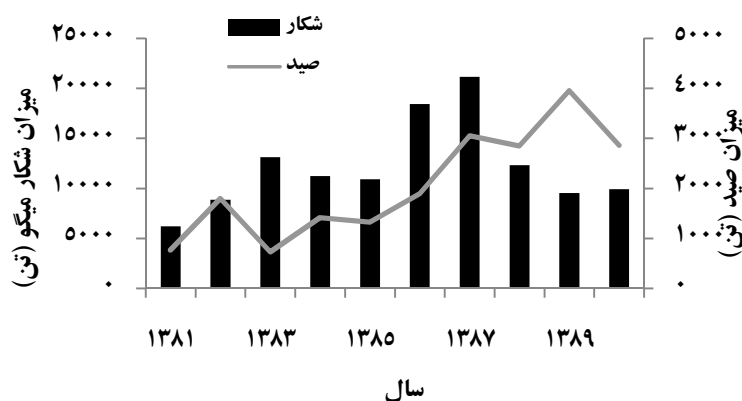
رسد و سپس از گروه سنی ۴ به طرف گروه های سنی بزرگتر کاهش می یابد (شکل ۶۵-۳).



شکل ۶۵-۳: میزان مصرف روزانه کل توسط ذخیره ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۸-۱۳۹۰

۳-۴-۳- مقایسه میزان مصرف انواع میگو توسط ماهی شوریده و صید میگوی سفید، ببری و خنجری

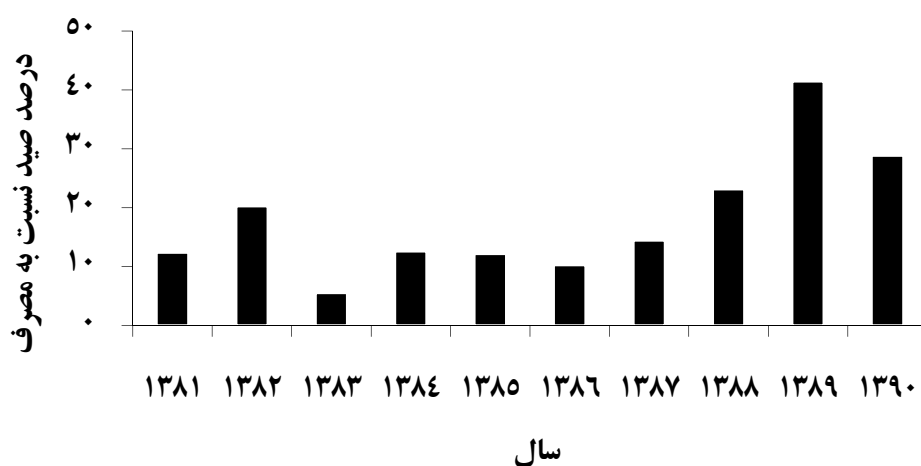
میزان مصرف میگو توسط ماهی شوریده چندین برابر صید آن می باشد در سال ۱۳۸۷ حداکثر و در سال ۱۳۸۱ حداقل میزان مصرف سالانه توسط ذخیره ماهی شوریده دیده می شود (شکل ۶۶-۳).



شکل ۶۶-۳: میزان صید و مصرف میگو توسط ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال های ۱۳۸۱-۱۳۹۰

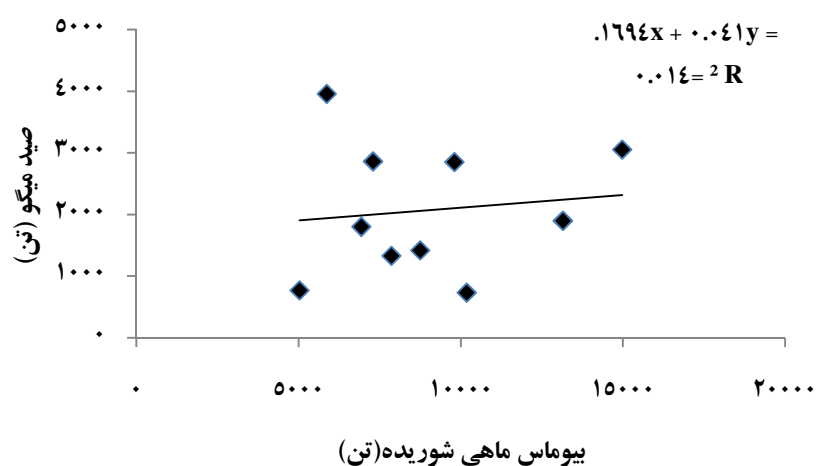
نسبت صید میگو به مصرف آن در طی سال های مختلف متغیر می باشد. حداکثر آن در سال ۱۳۸۹ و حداقل

آن در سال ۱۳۸۳ دیده می شود (شکل ۶۷-۳).



شکل ۶۷-۳: درصد صید نسبت به مصرف میگو در سواحل خوزستان در سال های ۱۳۸۱-۱۳۹۰

میزان بیوماس ماهی شوریده در دریا ارتباط معکوسی با میزان صید میگو در ده سال گذشته نداشته است (شکل ۶۸-۳).



شکل ۶۸-۳: رابطه بیوماس ماهی شوریده و میزان صید میگو در سواحل خوزستان در سال های ۱۳۸۱-۱۳۹۰

فصل چهارم: بحث و نتیجه گیری

۱-۴- سن

فرم های اطلاعات سنی پایه ای برای محاسبات نرخ رشد، مرگ و میر و تولید می باشد. در بسیاری از متغیرهای بیولوژیکی تاثیرگذار از محاسبات ساده به مانند سرعت رشد تا پیچیده مانند آنالیز جمعیت مجازی و محاسبه هر نرخی، همه نیاز به اطلاعات سن یا مدت زمان سپری شده دارند. تعیین سن سالانه معمولاً در حمایت از محاسبات برداشت و مطالعات جمعیت استفاده می شود و می تواند بر اساس ساختار استخوانی در ماهی باشد، اگر چه فلس و اتولیت ها ساختاری هستند که اغلب مورد استفاده قرار می گیرند. تاثیر تعیین سن نادرست بر صحت مطالعات پویایی جمعیت نمی تواند اغراق آمیز باشد (Campana, 2001). در این مطالعه نیز به علت آنکه حلقه های رشد در اتولیت به خوبی نمایان است، لذا جهت تعیین گروه های سنی از اتولیت ساژیتا استفاده شد. اما در تعدادی افراد حلقه های رشد به خوبی مشاهده نمی شوند که با توجه به عدم صحت لازمه از آنها استفاده نگردید. در مطالعات Brash & Fenness در سال ۲۰۰۵ نیز تعدادی از اتولیت های ماهی شوریده حلقه های سنی را به خوبی نشان نداده است.

رسوب در منطقه مات در گونه های گرمسیری به طور کلی در ماه های بهار و تابستان در طول دوره رشد سریع اتفاق می افتد، در حالی که ناحیه شفاف وقتی که فعالیت های متابولیکی کاهش می یابد شکل می گیرند (Grandcourt et al., 2005). در ماهی هامور خال نارنجی در آبهای امارات تشکیل نواحی مات و شفاف در اتولیت ساژیتا از الگوی فوق پیروی می کند و به نظر می رسد که این تغییرات با دمای آب دریا مرتبط باشد (Grandcourt et al., 2005). در ماهی شوریده نیز تاکنون در مطالعات مختلف تشکیل یک حلقه شفاف و یک حلقه تیره در هر سال گزارش شده است (صفاهیه ۱۳۷۵؛ کمالی و همکاران ۱۳۸۶؛ Brash & Fenness, 2005). حداقل بخشی از علل شکل گیری ناحیه رشد در اتولیت ها، بوسیله تغییرات فصلی در دسترس بودن غذا، درجه حرارت، تخم ریزی و نور مشخص می گردد. در این مطالعه نیز حلقه های رشد به صورت شفاف و مات شکل گرفته اند که با

نور های مختلف انعکاسی و عبوری در زیر استریومیکروسکوپ متفاوت مشاهده می شوند (شکل های ۵-۲ و ۶-۲).

فراوانی گروه های سنی در نمونه گیری های انجام شده در گروه سنی ۱ بیشتر از گروه های دیگر دیده می شود و نسبت به گروه های سنی تخلیه شده در لندینگ نیز متفاوت است که این امر به دلیل تفاوت در روش های صید می باشد (شکل های ۱-۳ و ۱۶-۳). زیرا اکثر صید تخلیه شده در لندینگ بوسیله تور گوشگیر، اما در نمونه گیری تحقیقاتی جهت بدست آوردن تمام گروه های سنی از تور ترال استفاده شد.

دامنه گروه های سنی در مطالعات متعدد در آبهای خلیج فارس، هند و آفریقای جنوبی متفاوت می باشد (صفاهیه ۱۳۷۵؛ کمالی و همکاران ۱۳۸۶؛ Almatar 1993; Brash & Fennessy 2005). ترکیب سنی نمونه های گشت های تحقیقاتی در مطالعه حاضر از ۷ گروه سنی تشکیل شده است. این اختلاف در گروه های سنی در مطالعات مختلف ممکن است نتیجه ای از انتخاب تور و مناطق نمونه گیری متفاوت باشد (Ciloglu, 2005).

در بررسی ذخایر ماهی کاتلا عدم وجود ماهیان ۶ ساله عمدتاً به دلیل ناپدید شدن ماهیان بزرگتر در صید و همچنین محل نمونه برداری می باشد. طول در سن به هر حال در مکان های مختلف متفاوت است (Ahmed et al., 2003).

دامنه طولی و وزنی در ماهی شوریده در برخی از گروه های سنی مانند گروه سنی ۱ وسیع تر از گروه های سنی دیگر است و دامنه آن ۱۲ تا ۳۲ سانتی متر می باشد (جدول ۱-۳). این تنوع در اندازه، در ماهی میش ژاپنی نیز مشاهده شده است، که احتمالاً منعکس کننده، در بخشی از این واقعیت است، که ماهیان جوان خیلی سریع رشد می کنند. آنهایی که در طی دوره تخم ریزی برای اولین بار تخم ریزی می کنند، بطور قابل توجهی بزرگتر از آنهایی هستند که در این دوره دیرتر تولید شده اند. این تفاوت می تواند نشان دهنده دامنه گسترده طول از ۲۱۴ تا ۳۰۲ میلی متر در ماهیان با سن ۶ ماه را توضیح دهد. همچنین این امکان وجود دارد، که تغییرات در اندازه منعکس کننده تفاوت در تولید زیستگاه های اشغال شده در هنگام اوایل زندگی باشد. ماده های این گونه نسبت

به نرها رشد کمی سریعتر داشته و بزرگتر هستند (Farmer et al., 2005) که این وضعیت برای سایر گونه های سیانیده مانند ماهی شوریده و ماهی کوب باله دراز^۱ گزارش شده است (Fennessy, 2000). علاوه بر دلایل فوق در این مطالعه چون ماهیان نر و ماده با هم به صورت ترکیب استفاده شده است، و رشد در دو جنس و همچنین بلوغ جنسی آنها متفاوت است که می تواند بر وسعت این دامنه در گرو های سنی اولیه خصوصا گرو سنی ۱ و ۲ ساله موثر باشد.

۲-۴- پارامترهای رشد

مطالعه سن و رشد ماهی از اهمیت حیاتی در زمینه مدیریت ماهیگیری برخوردار است. اطلاعات در مورد سن و پارامترهای رشد برای ارزیابی ساختار جمعیت و تولید به ازای بازگشت پذیری از ذخایر ماهی بهره برداری شده، استفاده می شود (El-Halfawy et al., 2007). مدل های رشد ریاضی اجازه شرح و مقایسه رشد در گونه های متفاوت در زمان ها و موقعیت های مختلف را به ما می دهد. ثابت های بدست آمده از برازش کردن داده های رشد در مدل های ریاضی در معادلات تولید و مدیریت ماهیگیری استفاده می شوند (El-Halfawy et al., 2007). مدل رشد ون برتالان فی برای برازش کردن داده های سن-طول ماهی شوریده انتخاب شد زیرا که در اکثر مواقع برای بیان رشد ماهی از این مدل استفاده می گردد. این مدل برای تعدادی از گونه های خانواده سیانیده با موفقیت

استفاده شده است. در بیشتر گونه های این خانواده مانند شوریده معمولا رشد آهسته و طول عمر زیاد است (Brash & Fennessy, 2005). دامنه سنی ماهی شوریده در گزارشات مختلف متفاوت است در مطالعه حاضر تا سن ۶ سالگی (شکل ۲-۳) و در بندرعباس تا سن ۸ سالگی (کمالی و همکاران، ۱۳۸۶) تعیین گردیده که نشان دهنده

^۱ Atrubucca nibe

طول عمر و ضریب رشد متوسط در این گونه می باشد. زیرا در مقایسه با گونه هایی با طول عمر بیش از ۲۰ سال، نمی توان گفت که ماهی شوریده دارای طول عمر طولانی می باشد.

پارامترهای رشد شامل طول بی نهایت، ضریب رشد و سن در طول صفر برای ماهی شوریده در مناطق مختلف خلیج فارس و مناطق دیگر تعیین شده است که در برخی نقاط این پارامترها بزرگتر و در نقاط دیگر کوچکتر هستند (صفاهیه، ۱۳۷۵؛ نیامیندی، ۱۳۷۸؛ امامی، ۱۳۸۵؛ کمالی و همکاران، ۱۳۸۶؛ آذیر، ۱۳۸۷؛ Almatar, 1993; Brash & Fenness, 2005). تفاوت در پارامترهای رشد در مناطق مختلف می تواند ناشی از تفاوت در دمای آب، ویژگی های ژنتیکی و تغذیه (Ciloglu, 2005) و در نرخ مرگ و میر باشد (Ahmed et al., 2003). همچنین روش های به کار گرفته شده در تخمین پارامترهای رشد و دامنه اندازه افراد نمونه می تواند بر تفاوت رشد یک گونه در مناطق مختلف موثر باشد. از جمله عواملی که می تواند رشد ماهیان را تحت تاثیر قرار دهد، دمای محیط زندگی آنها می باشد. حرارت با اثر بر روندهای فیزیولوژیک ماهیان (تغذیه، جذب، متابولیسم، دفع)، طول فصل تغذیه و دسترسی به غذا، بر رشد آنها موثر می باشد (Ottersen et al., 2010).

Nakken & Raknes (1987) به روشنی نشان دادند که ماهی کاد جوان نرخ رشد بیشتری با افزایش در حرارت دارد. طول ماهی کاد با سن ۳ سال از غرب به شرق به موازات با کاهش دما، کاهش می یابد (Loeng, 1989). همچنین ماهی کاپلین^۱ به نظر می رسد در مناطقی که درجه حرارت بالاتری دارند بهترین رشد را دارد (Klungsoyr et al., 1995). طول بی نهایت ماهی شوریده در مناطق نزدیک استوا (Ingles & Pauly, 1984; Schultz, 1992; Brash & Fennssy, 2005) کمتر از طول آن در آبهای ایران می باشد. لذا به نظر می رسد که ماهی شوریده در مناطق استوایی سریعتر به طول بی نهایت خود می رسد زیرا در مناطق استوایی درجه حرارت آب از ثبات بیشتری برخوردار است و میانگین آن در طول سال بیشتر از میانگین درجه حرارت خلیج فارس می باشد. در آبهای خلیج فارس ضرایب رشد بدست آمده از روش های مختلف نشان دهنده ضریب رشد کمتر این گونه

¹Mallotus villosus

نسبت به مناطق دیگر می باشد که در نتیجه در اندازه های بزرگتری به طول بی نهایت خود در این منطقه می رسد. برخی گونه ها مانند ماهی بوگک^۱ دارای رشد سریع طولی می باشد و در سال اول زندگی به ۵۳/۴۹ درصد رشد نهایی خود می رسد و نرخ رشد آن با بلوغ جنسی کاهش می یابد. (Ahmed (2003 اظهار داشته است که در سال اول زندگی از غذای مصرفی بیشتری برای رشد بدنی استفاده می شود، در حالی که در بلوغ جنسی مواد غذایی برای نگهداری و شکل گیری گنادها و رشد وزنی آنها استفاده می شود. رشد ماهی میش ژاپنی در آبهای غرب استرالیا به ویژه در طول ۶ سال اول زندگی سریع است اما بعد از آن با بلوغ جنسی بطور قابل ملاحظه ای کند می شود. تغییر در الگوی رشد در بلوغ جنسی نشان می دهد که منابع انرژی به سمت رشد بدنی نمی رود بلکه به طور مستقیم و عمده به سمت توسعه گنادها می رود. این الگوی تغییر در تخصیص انرژی، که پتانسیل تولید مثلی را به حداکثر می رساند برای بسیاری از گونه های ماهی دیگر از جمله نمونه هایی در آبهای غرب استرالیا و برای دیگر سیانید ه ها گزارش شده است (Farmer et al., 2005). در ماهی شوریده در مطالعه حاضر مشاهده می شود که رشد در سنین اولیه، قبل از بلوغ سریعتر است و با افزایش سن و بلوغ آن، نرخ رشد کاهش می یابد (شکل ۴-۳).

۳-۴- رابطه طول - وزن

در رابطه طول - وزن، اندازه نمونه و دامنه اندازه، دو عاملی هستند که به احتمال زیاد در نتایج، ایجاد اختلاف می کنند. اندازه نمونه بزرگتر و دامنه وسیع تر اندازه افراد معادله بهتری از رابطه طول و وزن را نشان می دهد (Chang & Liu, 2009). در گونه مارمولک ماهی دندان قلمویی^۲ میزان b در مطالعات مختلف مشابه بوده است، که علت آن، مشابه بودن فاکتورهای محیطی ذکر شده است (El-Halfawy et al., 2007). میزان b در مطالعات مختلف در ماهی شوریده متفاوت می باشد. میزان b در مطالعه حاضر برابر ۳/۱۹ محاسبه شده است (شکل ۶-۳). که در

^۱Boops boops

^۲Saurida undosquamis

بسیاری از مطالعات انجام شده در آبهای خلیج فارس میزان b کمتر از مطالعه حاضر می باشد. اما با توجه به اینکه تست لازم جهت بررسی معنی دار بودن اختلاف آن با ۳ انجام نشده است نمی توان گفت که اختلاف به طور قطع وجود دارد. زیرا که در این مطالعه میزان آن با ۳ اختلاف معنی داری نداشته است. لذا می توان گفت اختلافات دیده شده بیشتر در اثر اندازه نمونه و دامنه اندازه افراد بوده است تا اختلافات تغذیه ای و محیطی. بنا براین می توان نتیجه گیری کرد که این گونه در آبهای خلیج فارس به ویژه در سواحل شمال غربی آن در خوزستان دارای رشد ایزو متریک می باشد.

۴-۴- طول و سن بلوغ

فرض اساسی ضروری در آنالیز بلوغ، تعیین یا اندازه گیری صحیح طول، سن و وضعیت تولید مثلی می باشد. زیرا علاوه بر مرگ و میر طبیعی و طول عمر، اندازه در اولین بلوغ یکی از ابهاماتی است که ممکن است بر نتایج آنالیز تخم ریزی به ازای بازگشت پذیری (Chang & Liu, 2009) و آنالیز نرخ پتانسیل تولید مثلی موثر باشد (Liu et al., 2006). در ماهی شوریده اندازه طول در اولین بلوغ در مناطق مختلف متفاوت است. در دریای عمان و خلیج فارس دامنه طولی در اولین بلوغ بین ۳۰ تا ۴۰ سانتی متر و در آبهای آفریقای جنوبی ۲۲ تا ۲۴ سانتی متر گزارش شده است (آزیر و همکاران ۱۳۸۶، کمالی و همکاران ۱۳۸۶، امامی ۱۳۸۵ و Brash & Fennessy 2005). در ماهی سرخوی قرمز^۱ فشار صیادی دلیل کاهش در سن و طول بلوغ ماهی ذکر شده است، زیرا تخلیه صید آن به طور مداوم در طول سال ۱۹۸۰ افزایش یافته است. این برداشت از ذخایر ماهی می تواند منجر به کاهش طول یا سن در بلوغ جنسی شود. این امر در مورد بسیاری از ماهی های دیگر گزارش شده است (Zhao & McGovern, 1997)، از جمله کد شمال شرقی قطب (Jorgensen, 1990)، ماهی آزاد اقیانوس آرام^۲ (Ricker, 1981) و هالیبوت

^۱*Rhomboplites aurorubens*

^۲*Oncorhynchus keta*

کالیفورنیا^۱ (Love & Brooks, 1990). Nelson & Soule در سال ۱۹۸۷ علاوه بر پاسخ تراکم وابسته به کاهش فراوانی ذخیره، تغییر ژنتیکی در میان جمعیت را نیز از جمله عواملی که می تواند بر کاهش طول و سن بلوغ موثر باشد بیان کرده است.

Jorgensen در سال ۱۹۹۰ کاهش در متوسط سن بلوغ در کد شمال شرق قطب و افزایش در طول در سن (به عنوان مثال رشد سریعتر) را همزمان با کاهش تراکم ذخیره دانسته و ایده حداقل آستانه برای اندازه در بلوغ را به طور ضمنی مطرح کرده است. اگر نظر و اعتقاد وی صحیح باشد، کاهش در طول و سن نباید همزمان رخ دهد. علاوه بر این Zhao و همکاران در سال ۱۹۹۷ نشان دادند که اندازه بلوغ در سن سرخو ماهی قرمز با پارامتر زمان کاهش می یابد. بنابراین تغییر در برنامه بلوغ این گونه بخشی از پاسخ جبرانی تراکم وابسته به برداشت نمی باشد، بلکه به احتمال زیاد نتیجه حذف انتخابی و جایگزینی ناقص رشد-سریعتر، بلوغ-دیرتر ماهی توسط ماهیگیری می باشد. اگر فشار ماهیگیری شدید ادامه یابد، در اوایل بلوغ که صفات ارثی هستند، طول و سن در بلوغ در جمعیت با گذشت زمان کاهش می یابد. برداشت می تواند عکس چاقی نسبی ژنوتیپی باشد، زیرا ژنوتیپ پست تر (به عنوان مثال رشد-آهسته و بلوغ-زود) در جمعیت هایی که برداشت نشده اند ممکن است بیشتر تحت افزایش فشار ماهیگیری برآزش شود (Zhao & McGovern, 1997). در تحقیق حاضر طول بلوغ با استفاده از مدل لجستیک ۲۸ سانتی متر محاسبه شده است (شکل ۷-۳) که نسبت به مطالعات قبلی این کاهش به خوبی نمایان است، اما کاهش طول بلوغ ماهی شوریده در این مطالعه، نسبت به مطالعات قبلی را نمی توان به خوبی با هم مقایسه کرد، زیرا اکثر اطلاعات بدست آمده از طول بلوغ بر اساس نمونه گیری از مراکز تخلیه صید می باشد، که معمولاً طول هایی به مراتب بیشتر از طول های صید تحقیقاتی که بوسیله تور ترال انجام می شود را به خود اختصاص می دهند. اما در مطالعه اسکندری (۱۳۷۶) طول در اولین بلوغ بین ۳۲ تا ۳۵ سانتی متر گزارش شده است. که طول حاضر نسبت به آن کمتر است لذا با توجه به افزایش میزان صید ماهی شوریده طی سال های

^۱*Paralichthys californicus*

گذشته و جاری ممکن است که فشار صیادی بر این تغییرات از طریق تغییر ژنتیکی موثر باشد زیرا که میانگین طولی صید تقریباً طی ده سال گذشته دچار نوسان زیادی نشده است.

ژنوتیپ بلوغ-زود هنگام، قبل از اینکه بازگشت پذیری کامل به ماهیگیری اتفاق بیفتد، تولید می شود، در حالی که ژنوتیپ بلوغ-در اندازه های بزرگتر یا سن های بالاتر تمایل به حذف شدن قبل از تولید مثل را دارد. این فرآیند، کاهش فراوانی بزرگترها، ماهی نابالغ با گذشت زمان و متولی بودن برای کاهش در اندازه و سن بلوغ را توضیح می دهد. اثرات درازمدت از برداشت انتخابی اندازه ماهی ممکن است سبب کاهش اندازه در سن این گونه از طریق برداشت نامتناسب افراد رشد-سریع باشد (Zhao et al., 1997). به طور مشابه ممکن است ژنوتیپ بلوغ دیرتر از جمعیت این گونه در سال ۱۹۸۰ وقتی فشار صیادی شدید می شود حذف گردد. لذا تفاوت در نتایج مطالعات قبلی و فعلی ممکن است به دلیل تفاوت در روش های مورد استفاده در تعیین بلوغ و یا ممکن است انعکاس واقعی تغییر در بلوغ باشد که در دهه ۱۹۷۰ رخ داده است (Zhao & McGovern, 1997).

طول بلوغ در میان افراد این خانواده با توجه به طول عمر و رشد آنها متغیر است. در ماهی شوریده ۵۰ درصد افراد با طول ۲۸ سانتی متر به بلوغ می رسند که تقریباً ۵۰ درصد طول حداکثر (۵۹ سانتی متر) مشاهده شده است. اولین طول اولین بلوغ برای ماده های میش ژاپنی در غرب استرالیا ۷۵ درصد طول حداکثر است که مشابه آن برای این گونه در آفریقای جنوبی گزارش شده است. با این حال طول بلوغ ماده های کوب دم مربعی^۱ و کوب لاغر ضعیف^۲ نیز به ترتیب ۳۰ و ۲۳ سانتی متر گزارش شده است (Farmer et al., 2005).

۵-۴- ضرایب مرگ و میر و بهره برداری

اگر ماهیان بزرگتر آسیب پذیری کمتری با تورهای ماهیگیری داشته باشند یا اگر ماهیان بالغ به عنوان مثال مهاجرت کرده باشند، نرخ مرگ و میر کل ممکن است بیشتر تخمین زده شده باشد (Grandcourt et al., 2005).

^۱*Argyrosomus thorpei*

^۲*Argyrosomus indorus*

اما در این مطالعه با توجه به اینکه نمونه گیری تحقیقاتی جهت تعیین گروه های سنی در طول یک سال و اندازه گیری طولی طی برنامه منظم در ده سال گذشته انجام شده است به نظر می آید که تخمین درستی از مرگ و میر حاصل شده باشد. مرگ و میر کل، طبیعی و صیادی ماهی شوریده در مطالعه حاضر کمتر از مطالعات دیگر می باشد (آزیر ۱۳۸۷؛ نیامیمندی ۱۳۷۸؛ امامی ۱۳۸۵ و Novaluna, 1982). دلیل این کاهش را می توان ناشی از روشهای محاسباتی مختلف در تخمین مرگ و میر ها و پارامترهای رشد دانست. در این بررسی از روش سنی جهت محاسبات پارامترهای رشد و مرگ و میر کل و سپس تخمین مرگ و میر طبیعی و صیادی استفاده شده است، در صورتی که در مطالعات دیگر روش فراوانی طولی پایه تخمین ها بوده است.

تخمین مرگ و میر طبیعی حیوانات دریایی به راحتی قابل اندازه گیری نیست. فرمول تجربی پائولی به طور گسترده ای برای برآورد مرگ و میر طبیعی در ماهیان استخوانی استفاده می شود (Liu et al., 2006). در مطالعه حاضر نیز با استفاده از همین فرمول میزان مرگ و میر طبیعی ۰/۵۶ در سال تخمین زده شده است (شکل ۱۰-۳). میان مرگ و میر طبیعی و درجه حرارت رابطه جزئی بالایی وجود دارد. ماهیانی که در دماهای بالا یافت می شوند امکان بیشتری در برخورد با شکارچیان گرسنه دارند، زیرا ماهیان استوایی در راستای اینکه متابولیک بالایی نیاز دارند، بیشتر از ماهیان معتدله غذا می خورند. این نیروی ماهیان شکارچی برای خوردن بیشتر ماهیان شکار در واحد زمان نسبت به ماهیان آبهای سرد منجر به مرگ و میر طبیعی بالا در ماهیان شکار می گردد (Pauly, 1989). همچنین حرارت به سمت پایین و حرارت به سمت بالا می تواند بر مرگ و میر طبیعی آبریان موثر باشد (Ottersen et al., 2010). که این امر می تواند در مورد شوریده ها نیز صدق کند. زیرا با توجه به حضور افراد با طول های پایین در منطقه در فصول گرم سال این احتمال وجود دارد که مورد شکار واقع شوند و به همین لحاظ مرگ و میر طبیعی متوسطی داشته باشند.

نسبت مرگ و میر طبیعی به ضریب رشد در دامنه بین ۰/۲ تا ۵ قرار دارد و ماهیانی که از استراتژی k پیروی می کنند دارای نسبتی کمتر از یک هستند (Pauly, 1989). در ماهی شوریده در مطالعه حاضر این نسبت در حدود ۲

می باشد لذا می توان گفت که در این گونه استراتژی حد واسط در پیش گرفته شده است. مرگ و میر طبیعی برای گونه اندونوما^۱ با استفاده از فرمول تجربی پائولی ۰/۳۱ بر سال محاسبه گردید. این تخمین به عنوان محدوده مورد انتظار برای این گونه پذیرفته شده است زیرا که انتظار می رود مرگ و میر پایینی به علت درجه بالای مراقبت والدینی و طول عمر نسبتاً طولانی داشته باشد (Kanyerere, 2003). در مطالعه حاضر مرگ و میر طبیعی ماهی شوریده برابر ۰/۵۶ از طریق فرمول پائولی و روش وزنی بدست آمده است که با توجه به مرگ و میر کل تخمین زده شده و تخم ریزی این گونه در لایه های آب و عدم مراقبت از آنها مقدار پذیرفته شده ای می باشد. زیرا که تخمین نادرست از مرگ و میر طبیعی منجر به یکسری عوارض می گردد. استفاده نادرست از نرخ مرگ و میر طبیعی اثرات بزرگی بر دوباره سازی اندازه ذخیره می گذارد، به خصوص زمانی که میزان مرگ و میر صیادی نسبتاً نزدیک یا کمتر از مرگ و میر طبیعی باشد، که ممکن است وابستگی خیلی زیادی به روش در نظر گرفته شده داشته باشد. سرخو ماهیان به علت صفات دوره زندگی خود بسیار آسیب پذیر می باشند به همین دلیل جامعه شیلاتی آمریکا برای این گونه، بهره برداری ذخایر با مرگ و میر صیادی مشابه با مرگ و میر طبیعی را توصیه کرده است (Fredou et al., 2009). در مطالعه حاضر میزان مرگ و میر طبیعی از دو روش محاسبه گردیده که در هر دو آنها، مقدار تقریباً مساوی بدست آمده است.

از لحاظ برآورد مرگ و میر کل و صیادی Kawasaki در سال ۱۹۹۲ ذکر کرده که بهره برداری بهینه بستگی به گونه، آب و سیاست های شیلات دارد. بنابراین بهره برداری بهینه باید بر اساس مدل مدیریت شیلاتی یک گونه خاص تعیین گردد (Liu et al., 2006). در مطالعه حاضر با توجه به نرخ مرگ و میر کل و مرگ و میر صیادی در سال ۱۳۸۸ میزان بهره برداری کمتر از ۰/۵ (اما نزدیک به آن) بدست آمد (شکل ۹-۳). لذا نتایج نشان می دهد که این ماهی تحت بهره برداری بیش از حد نبوده اما آماده در معرض قرار گرفتن بهره برداری کامل می باشد. زیرا که در طی روند ده سال گذشته در برخی از سال ها نرخ بهره برداری بالاتر از ۰/۵ بوده است. لذا به نظر می رسد

^۱*Diplotaxodon limnothrissa*

که با کاهش تلاش صیادی در وضعیت فعلی بتوان از بهره برداری بیش از حد، از این گونه جلوگیری کرد. ذخایر اکثر سرخو ماهیان^۱ به دلیل طول عمر طولانی و نرخ پایین مرگ و میر طبیعی در برابر نرخ برداشت بالا پایدار نمی ماند. بسیاری از این گونه ها طولشان در اولین صید بزرگتر از طولشان در اولین بلوغ می باشد و در حال حاضر بیش از حد بهره برداری می شوند (Fredou et al., 2009). ماهی شوریده با توجه به اینکه طول عمر و مرگ و میر طبیعی متوسطی دارد و همچنین طول آن در اولین صید، پایین تر و یا در حدود طول آن در اولین بلوغ می باشد، به نظر می آید که می تواند در امر بهره برداری، پایداری خود را حفظ نماید.

۶-۴- طول در اولین صید

روند طول در اولین صید، در ده سال گذشته با توجه به طول میانگین صید، دارای یک شیب کند منفی می باشد (شکل ۱۱-۳). که این امر ممکن است به دلیل برداشت ماهیان جوان تر در برخی از سال ها نسبت به سال های دیگر باشد. زیرا که ماهیان شوریده نوجوان مانند برخی از گونه ها در مصب ها و خوریات و در سواحل کم عمق، در سراسر سال یافت می شوند و این مناطق به عنوان زیستگاه های پرورشگاهی می باشد. لذا به همین دلیل در سال هایی که استفاده از تور ترال کف در مناطق ساحلی کم عمق و مصبی بنا به دلایل مختلفی بیشتر گردد، یا اینکه فراوانی ماهیان جوان زیاده تر شود یعنی بازگشت پذیری قوی رخ داده باشد، ممکن است ماهیان جوان بیشتری برداشت شوند که این امر می تواند بر کاهش طول صید در برخی از سال ها موثر باشد. چون فراوانی ماهی شوریده از سالی به سال دیگر متغیر است. نتایج تحقیقات دیگر نشان می دهد که در غرب استرالیا ماهیان نوجوان میش ژاپنی بیشتر در امتداد سواحل در مناطق عمیق تر صید می شوند اما در آبهای شرق استرالیا و جنوب شرقی آفریقای جنوبی همین گونه بیشتر در مصب ها یافت می شوند که این امر مرتبط با تفاوت در معرض قرار گرفتن سواحل آنها بوسیله امواج است. در مقابل نوجوانان، ماهیان بالغ با طول بیشتر از طول اولین بلوغ در دامنه

^۱Lutjanidae

گسترده اعماق آب صید می شوند (Farmer et al., 2005). در آبهای ساحلی خوزستان نیز با توجه به کم عمق بودن، شرایط جوی ممکن است در حضور گونه ها در مناطق کم عمق و مصبی بسیار تاثیر گذار باشد.

۲-۴- میانگین و پراکنش فراوانی طولی، وزنی و تعداد صید

فراوانی طولی مشاهده شده به کلاس سالانه قوی، مرگ و میر کل، میانگین رشد و تفاوت در رشد وابسته است (Lassen & Medley, 2000). در ماهی کریشو در سواحل غربی هند حداکثر طول از ۵۷۰ میلی متر در سال ۱۹۹۲-۱۹۸۹ به ۴۹۰ میلی متر در ۲۰۰۲-۲۰۰۱ رسیده که این به وضوح نشان دهنده فشار صیادی بر این گونه می باشد که منجر به برداشت بالا در رشد شده است (Jaiswar et al., 2003). در مطالعه حاضر میانگین طول ماهی شوریده در ده سال گذشته در صید تجاری دارای نوساناتی به اندازه ۵ سانتی متر بوده و کمترین مقدار آن نیز در سال ۱۳۸۹ مشاهده می شود (شکل ۱۲-۳). که این امر به دلیل افزایش طول های پایین در صید است. حداکثر طول مشاهده شده ماهی شوریده در مطالعات مختلف در آبهای ایران بسیار نزدیک به یکدیگر می باشد. اما در آبهای سواحل شمال غربی خلیج فارس در خوزستان، حداکثر طول در ده سال گذشته در گروه های طولی ۵۸ و ۵۹ سانتی متری مشاهده می شود که در حدود ۲ الی ۳ سانتی متر بیشتر از مناطق دیگر می باشد. که این امر می تواند به دلیل شرایط آب و هوایی مختلف و رشد متفاوت در مناطق گوناگون باشد و یا ممکن است به دلیل بکاربردن روش های صید متفاوت در مناطق مختلف باشد. کاهش میانگین طول صید در سال های ۱۳۸۹ و ۱۳۹۰ نشان دهنده بهره برداری بیش از حد از گروه های سنی پایین بوده و در نهایت منجر به کاهش ذخایر در سال های آتی می گردد.

پراکنش فراوانی طولی ماهی شوریده با توجه به برآزش کردن آن با داده های محاسبه شده در سال های ۱۳۸۱ تا ۱۳۹۰ دارای پراکنش نرمال می باشد زیرا فراوانی نرمال محاسبه شده با مشاهده شده اختلاف معنی داری ندارند.

اختلاف پراکنش طولی در سال های مختلف می تواند ناشی از استفاده بیشتر از روش های صید مختلف مانند رکاسی، ترال در برخی از سال ها باشد.

پراکنش وزنی ماهی شوریده نشان دهنده آن است که در سال ۱۳۸۴ گرو های وزنی بالا نسبت به سال های قبل فراوانتر است (شکل ۱۵-۳) که این امر ممکن است منجر به ایجاد کلاس سنی قوی در سال های بعدی شده باشد. زیرا که میزان صید در سالهای بعد از آن به طور چشمگیری افزایش یافته است. شایان ذکر است که بیشترین وزن صید در اندازه های ۴۰ تا ۴۸ سانتی متری مشاهده شده است.

روند فراوانی تعداد صید در گروه های سنی نشان می دهد که در تمامی سال های بررسی گروه سنی ۲ ساله حداکثر صید را به خود اختصاص داده است و به دنبال آن کاهش زیادی در گروه های ۵ و ۶ مشاهده گردیده است (شکل ۱۶-۳). فراوانی بیشتر گروه های سنی ۲، ۳ و ۱ در صید به دلیل رشد سریعتر این گونه در سال های اولیه زندگی بوده که دامنه وسیعی از گروه های طولی را در بر می گیرد و در سال های بعدی رشد کندتر شده و دامنه طولی آن کمتر می شود ولی به لحاظ وزنی اختلافات بیشتری را نشان داده است.

۸-۴- اثر تفاوت مرگ و میر صیادی نهایی بر پیش بینی وزن صید

آنالیز جمعیت مجازی یک روش استاندارد جهت تخمین فراوانی ذخیره ماهی می باشد. از این روش زمانی می توان استفاده کرد تا اینکه مرگ و میر طبیعی نهایی، ترکیب سنی و مرگ و میر صیادی مسن ترین ماهیان قابل تخمین گردد (Liu et al., 2006). این خود روش استاندارد در تخمین مرگ و میر صیادی ذخایر ماهی نیز می باشد. نتایج آنالیز جمعیت مجازی تکیه بر تخمین اولیه مرگ و میر صیادی نهایی دارد و در صورتی که محاسبه برگشتی به عنوان روش تخمین انتخاب شود، حساسیت کمتری دارد (Chang & Liu, 2009). در این مطالعه جهت پی بردن به اثر مرگ و میر صیادی نهایی بر مدل، وزن صید در مقادیر مختلف مرگ و میر صیادی نهایی، محاسبه و سپس درصد اختلاف وزن محاسبه شده در مرگ و میر برابر ۰/۵ با سایر مقادیر تعیین گردید (جدول ۳-۴).

درصد اختلاف ناچیز وزن بدست آمده نشان داد که مقدار مرگ و میر نهایی استفاده شده نمی تواند بر مدل تاثیر داشته باشد. بنابراین اگر چه برآوردها نسبت به مرگ و میر طبیعی و تخمین صید در سن و مهاجرت حساس است، آنالیز جمعیت مجازی برای آنالیز تغییرات دوره ای مرگ و میر صیادی هنوز نسبتاً قوی است (Chang & Liu, 2009).

نتایج آنالیز کوهورت طولی در میزان مرگ و میر صیادی با استفاده از پارامترهای رشد و ن برتالانفی بطور معنی داری پایین تر از نتایج کوهورت واقعی VPA می باشد. همچنین بیشتر مدل ها مانند مدل صید در سن که شامل برآورد صید، مرگ و میر نهایی و محاسبات حدود اطمینان بر اساس تخمین پارامترها می باشند ممکن است مناسب تر باشند. به همین منظور در این مطالعه از مدل آنالیز جمعیت مجازی استفاده شد. استفاده از آنالیز جمعیت مجازی در سری های زمانی کوتاه (۵ ساله) برای گونه هایی که طول عمر بالایی دارند (۱۸ تا ۲۸ سال) یک ضعف محسوب می شود. علاوه بر این وقتی که قابلیت صید افزایش می یابد آنالیز جمعیت مجازی تمایل به برآورد غلط مرگ و میر صیادی پیدا می کند در صورتیکه ذخیره در حال سقوط است (Fredou et al., 2009). در صورت برآورد صحیح از مرگ و میر طبیعی با صیادی پایین تر از تخمین، فراوانی برآورد شده توسط آنالیز جمعیت مجازی باید رو به بالا باشد، اما روند فراوانی تغییر نمی کند (Liu et al., 2006).

۹-۴- تعداد و وزن صید و تعداد و وزن ذخیره

نتایج دوباره سازی جمعیت بوسیله آنالیز جمعیت مجازی نشان می دهد که جمعیت ماهی شوریده در دوره ۱۰ ساله گذشته، دارای نوسان تقریباً بزرگی در برخی از سال ها می باشد. بیشترین تعداد و بیوماس ذخیره و تعداد و وزن صید در سال ۱۳۸۷ ۱۳۸۶ مشاهده می شود (شکل های ۳-۱۸، ۱۹، ۲۰، ۲۱). که به نظر می رسد در برخی از سال ها کلاس سنی قوی تشکیل شده است و تاثیر خود را بر سال های دیگر گذاشته است. ممکن است شرایط آب و هوایی و دبی رودخانه ها در تشکیل این کلاسهای سنی قوی نقش داشته باشند. در مطالعه حاضر حداکثر

تعداد ذخیره در گروه سنی ۱ (شکل ۱۸-۳)، بیوماس ذخیره در گروه های سنی ۲ و ۳ (شکل ۱۹-۳)، تعداد صید در گروه های سنی ۲، ۳ و ۱ (شکل ۲۰-۳) و وزن صید در گروه های سنی ۳، ۲ و ۴ (شکل ۲۱-۳) مشاهده شده است. تعداد گروه سنی ۱ در صید تقریباً ۲۴ درصد تعداد کل و به لحاظ وزنی ۱ درصد وزن صید می باشد و تعداد گروه سنی ۲ در صید ۴۲ درصد و به لحاظ وزنی ۳۲ درصد صید را تشکیل می دهند (شکل ۲۴-۳). لذا در صورت اتخاذ تدابیر لازم در خصوص افزایش چشمه تور به نظر می آید که امکان رشد بیشتر به این گروه های سنی داده شده تا در وزن بالاتری صید گردند که می تواند در نهایت بر میزان صید استحصالی موثر باشد.

از عواملی که می توانند در نوسانات فراوانی ماهیان، دخالت داشته باشند، می توان از فعالیت های ماهیگیری، نفتی و شرایط آب و هوایی در فلات قاره نام برد (Blindheim & Skjoldal, 1993). فعالیت های ماهیگیری از مهمترین تأثیرات انسانی بر محیط دریایی است که می تواند اثرات مستقیمی بر محیط دریا داشته باشد. این اثرات مستقیم را می توان به شرح زیر بیان کرد:

۱- ماهیگیری منجر به مرگ و میر ماهی هدف و اتفاقی در زیستگاه می شود ۲- ماهیگیری مواد غذایی در دسترس گونه های دیگر در اکوسیستم را با دور انداختن ماهیان صید شده ناخواسته و کف زیان و همچنین دور انداختن مواد زاید و با کشتن و صدمه زدن به حیوانات در مسیر تور در هنگام استقرار آن و آسیب رساندن به بستر دریا (استفاده از تورهای کششی کف) را تحت تأثیر قرار می دهد. در دریای بارنتس در سال ۱۹۸۳ کلاس سنی قوی ماهی کاد و هرینگ شکل گرفت. شکار سنگین کاپلین بوسیله این دو گونه و ماهیگیری تجاری علت اضمحلال ذخایر کاپلین در سال ۱۹۸۶ شد. این کاهش شدید اثر بر اجزای دیگر اکوسیستم دریای بارنتس داشته و منجر به کمبود مواد غذایی و رشد ضعیف ماهی کاد، مهاجرت خوک های دریایی در طول سواحل نروژ و مرگ و میر شدید در میان پرندگان دریایی گردید (Blindheim & Skjoldal, 1993).

در اکوسیستم دریای بارنتس نوسانات میان دو گستره می باشد: ۱- دوره بازگشت پذیری قوی ذخایر کاد و هرینگ^۱ و کاهش اندازه ذخایر کاپلین ۲- دوره ای که هرینگ کاهش می یابد و بازگشت پذیری ذخایر کاد متوسط است و ذخایر کاپلین بزرگتر هستند. ماهیگیری برای ذخایر پلاژیک ممکن است نقش مهمی را در اکوسیستم با شدت بخشیدن به این نوسانات داشته باشد (Klungsoyr et al., 1995).

اثر ماهیگیری بر رسوبات بستر و در نتیجه بر فون بنتیک، عمدتاً توسط تورهای کششی ایجاد می شود. استفاده از ترال کف در ماهیگیری ها برای ماهیان کف، صدف ها و میگو می تواند باعث تخریب بستر و جوامع کفزی رو و داخل بستر شود. اثر اصلی ترال کف تعلیق دوباره رسوبات و زندگی حیوانات در لایه های فوقانی رسوبات است. فقط درصد کوچکی از جانوران بطور مستقیم با تخته های ترال برخورد می کنند. گونه های فرصت طلب می توانند به سرعت مناطق تخریب شده را تصاحب کنند (Klungsoyr et al., 1995).

صید جانبی، از گونه های غیر هدف و ماهی های کوچکتر از معمول است. صید جانبی معمولاً در دریا دور انداخته می شود و وارد زنجیره غذایی از طریق پرندگان دریایی، ماهی و ارگانسیم ها کف زی می شود. تورهای رها شده همچون ترال و پورساین می تواند باعث تجمع مقادیر زیادی از ماهی های مرده در کف در یک منطقه محدود گردد (Klungsoyr et al., 1995). در آبهای شمال غربی خلیج فارس چون در طول سال به صورت های غیر مجاز از تور ترال کف استفاده می شود لذا ممکن است در مراحل اولیه زندگی ماهی شوریده تاثیر داشته باشد زیرا ماهی شوریده گونه ای است که در مراحل اولیه زندگی بیشتر از سخت پوستان تغذیه می کند و در صورت اثر ترال بر فراوانی و تغییر تنوع سخت پوستان در منطقه احتمالاً منجر به تاثیر بر فراوانی ماهیان کوچک و بدنبال آن فراوانی صید گردد.

در کنار اثرات ایجاد شده توسط انسان ها از قبیل فعالیت های ماهیگیری، آشکار است که آب و هوا، شوری و دما اثر قابل توجهی در پاسخ جمعیت از لحاظ نوسانات بازگشت پذیری و ذخایر بالغ دارد. با این حال، این نکته

^۱Clupea harengus

قابل توجه است که در حالی که فعالیت های ماهیگیری اثرات فوری بر بازگشت پذیری دارند (از طریق صید ماهیان جوان) به نظر می رسد که تمام اثرات محیطی با یک دوره تاخیری ۳ تا ۵ ساله باشد. یک توضیح برای این الگو ممکن است که عوامل محیطی بر رژیم های زیست محیطی منابع شکار سوف نوک تیز^۱ (ژئوپلانکتون و ایکتیوپلانکتون) و یا شکارچیان سوف نوک تیز تاثیر بگذارد و در نتیجه تاثیر غیر مستقیمی بر تخم ها و لارو های سوف نوک تیز دارد. توضیح دیگر ممکن است که این تاثیر عوامل ممکن است شرایط محیطی لازم برای تخمیزی بالغین سوف نوک تیز و یا میزان همجنس خواری بوسیله بالغین را تحت تاثیر قرار دهد (Groger, et al., 2007). شرایط آب و هوایی مناسب در هنگام تولید مثل و مراحل اولیه زندگی ممکن است کوهورت بزرگی با افراد زیادتر و در نتیجه نرخ بازماندگی بالاتری را تولید کند (Ottersen et al., 2010). در ماهی شوریده نیز طی ۱۰ سال گذشته یک پیک فراوانی در سال های ۱۳۸۶ و ۱۳۸۷ مشاهده می شود که می تواند با توجه به شرایط آب و هوایی حاکم بر منطقه در چند سال گذشته باشد.

انتشار مواد نفتی در سطح دریا ممکن است با آب به دلیل باد و حرکت امواج مخلوط شود. که ممکن است بر ماهی و سایر منابع در ستون آب، به ویژه در چند متری بالا تاثیر بگذارد. ماهیان بالغ احتمالا شنا می کنند و از آب های آلوده به نفت، دور می شوند اما تخم و لارو نسبت به نفت آسیب پذیر می باشند. آزمایش روی ماهی کاد، مهم ترین ذخایر تجاری دریای بارنتس، نشان داده اند که سه تا چهار هفته اول بعد از شکفته شدن آسیب پذیر ترین مرحله به آلودگی های نفتی می باشد (Klungsoyr et al., 1995). در آبهای خلیج فارس خصوصا در شمال غرب آن فعالیت های نفتی زیادی از جمله استخراج، بارگیری و حمل و نقل صورت می گیرد، که هر کدام به نحوی می توانند بر مراحل اولیه زندگی ذخایر ماهی موثر باشند که با توجه به حجم بالای فعالیت های نفتی نیاز به تحقیق بیشتری در این زمینه می باشد.

¹*Sander lucioperca*

۱۰-۴- ضریب مرگ و میر صیادی در گروه های سنی

حداکثر ضریب مرگ و میر صیادی در ماهی شوریده در گروه های سنی ۴ و ۳ و حداقل در گروه های سنی ۱ و ۲ ملاحظه گردید (شکل ۳-۲۳). مرگ و میر صیادی در گروه های سنی ۱ و ۲ در اکثر سال ها پایین تر از ۰/۵ می باشد اما در گروه های سنی ۳، ۴، ۵ و ۶ در اکثر سال های بررسی بیش از ۰/۵ می باشد که با توجه به میزان مرگ و میر کل و طبیعی به نظر می آید که گروه های سنی ۴، ۳، ۵ و ۶ بیش از حد در حال برداشت هستند. روند میانگین مرگ و میر صیادی در سال های مختلف نشان دهنده برداشت بیشتر از حد در سال های ۸۵، ۸۶، ۸۷ و ۸۹ می باشد که بیشترین مرگ و میر صیادی در گروه های سنی ۴، ۳ دیده می شود.

۱۱-۴- تعداد بازگشت پذیری

کنترل سن بازگشت پذیری به ماهیگیری، اغلب به عنوان یک رویکرد قوی در مدیریت شیلاتی در نظر گرفته می شود (Myers et al., 2000). بیشتر گونه های دریایی نوسانات بزرگی از سالی به سالی در بازگشت پذیری جوانترها به ذخایر والدینی نشان می دهند. در این گونه ها، فاکتور مرگ و میر وابسته به تراکم نسبتا از اهمیت جزیی برخوردار است. تولید تخم در اغلب گونه های ماهی در تخم ریزی، تصور می شود به طور مستقیم به اندازه ذخایر والدینی مرتبط است و یا حتی رابطه معکوسی با اندازه ذخایر والدینی در سطوح بالاتر ذخایر نشان می دهد. این به معنی این است که بین تخم ریزی و بازگشت پذیری پس از آن، فاکتورهای مرگ و میر وابسته به تراکم، باید در هنگام مراحل اولیه زندگی عملی شود. اگر چه این مفهوم به طور کلی در مدل های بازگشت پذیری - ذخیره، پذیرفته شده است، بدست آوردن اطلاعات واقعی سخت است، زیرا در بسیاری از گونه ها، این مرگ و میر وابسته به تراکم، به طور همزمان با عوامل غیر وابسته به تراکم، که نوسانات در بازگشت پذیری بزرگی را بین سال ها تولید می کنند پوشانده می شوند. تنوع در بازگشت پذیری، عمدتا توسط عوامل مستقل از تراکم که در هنگام مراحل لاروی و تخم پلاژیک تولید می شوند نقش دارد (Ciloglu, 2005). جهت باد بر باقی

ماندن لاروها در فلات قاره و موفقیت تغذیه لارو اثر داشته لذا بازگشت پذیری آبریان را تحت تاثیر قرار می دهد (Ottersen et al., 2010). در ماهی شوریده با توجه به رابطه مثبت و بالای بازگشت پذیری با بیوماس مولد (شکل ۴۱-۳) به نظر می آید که نوسانات در بازگشت پذیری متاثر از عوامل وابسته به تراکم نباشد و عوامل دیگر از قبیل عوامل محیطی در آن دخیل باشند. در نتایج دیگری نشان داده شده است که رابطه بین بازگشت پذیری و بالغین ممکن است همراه نباشد و تعداد بازگشت پذیری ممکن است تحت تسلط و یا منبعث شده از عوامل دیگر باشد. مکانیسم بازخورد وابسته به تراکم بین بازگشت پذیری و بالغین ممکن است ذاتی باشد که بر تعداد بازگشت پذیری موثر است و احتمالاً تحت تاثیر همجنس خواری است (صوف نوک تیز دارای نرخ بالای همجنس خواری می باشد) (Groger et al., 2007). در صورتی که در این مطالعه همجنس خواری در ماهی شوریده مشاهده نشده است.

بازگشت پذیری گونه های مهم تجاری به نظر می رسد با تغییرات درجه حرارت متفاوت باشد. Saetersdal & Loeng در سال ۱۹۸۷ نتیجه گیری کرد که کلاس سنی بالا و متوسط فراوانی کاد در دریای بارنتس به طور مستقیم با ناهنجاریهای حرارتی در بخش اولیه از دوره گرمایی وقتی که محیط های تغذیه ای گسترش می یابد ارتباط مثبت دارد. به عنوان مثال، تولید متوسط سالانه در طول دوره گرم ۱۹۷۶-۱۹۷۰ سه تا چهار برابر بیشتر از دوره سرد در سال های ۱۹۸۲-۱۹۷۷ بود. هرینگ و هادداک^۱ نیز به نظر می رسد که بهترین بازگشت پذیری را در سال های گرم دارند (Klungsoyr et al., 1995). شرایط آب و هوایی (حرارت) از طریق اثر بر خصوصیات بیولوژیکی مانند منابع تغذیه ای لارو، کاهش ریسک شکار شدن بر فراوانی و بازگشت پذیری ماهیان تاثیر می گذارد (Ottersen et al., 2010). دما عامل مهمی برای شروع تخم ریزی و همچنین موفقیت دوره شکفته شدن تخم می باشد. در ماهی سوف نوک تیز یکی از دلایل ممکن برای یک رابطه مثبت میان کلاس سنی قوی و دمای آب در اواخر بهار و تابستان در مطالعات متفاوتی مشاهده شده است. با این وجود در محدوده دمای خاصی

^۱*Melanogrammus aeglefinus*

در دسترس بودن مواد غذایی به نظر می رسد برای کلاس سنی قوی، نسبت به دمای بهینه مهم تر است . در دسترس بودن غذا برای لارو صوف نوک تیز خود نیز تحت تاثیر رژیم حرارتی قبل از شکفته شدن تخم و خروج لارومی باشد (Groger et al., 2007). در ماهی شوریده تغییر شرایط آب و هوایی در سال های اخیر و گرم شدن دمای محیط احتمالا می تواند منجر به ایجاد نوسانات در بازگشت پذیری شود.

در خصوص اردک ماهی^۱ نتایج نشان می دهد که بازگشت پذیری آن در دریاچه های ویسکانسین شمالی توسط ترکیبی از عوامل که شامل جبرانی، تراکم - وابسته به اثر متقابل بین بالغین و گروه سنی ۵ اردک ماهی، تراکم غیر وابسته از عواملی که در مقیاس بزرگتر در سراسر منطقه فعالیت می کنند و تراکم وابسته به اثر متقابل بین سوف زرد^۲ و گروه سنی ۵ اردک ماهی تنظیم می شود. بازگشت پذیری اردک ماهی درجه بالایی از هماهنگی در سراسر شمال ویسکانسین را نشان می دهد، که اثرات کلی آب و هوا، به شدت موفقیت تولید مثلی اردک ماهی را تحت تاثیر قرار می دهد. اگر چه، هماهنگی در سراسر مناطق برای متغیرهای فیزیکی و شیمیایی شایع است، به طور کلی برای متغیرهای بیولوژیک مشترک نمی باشد. عواملی مانند نرخ گرم شدن بهاری و یا تغییر در دمای آب در ماه می بر بازگشت پذیری اردک ماهی موثر است (Beard et al., 2003). لذا در شرایط منطقه شمال غربی خلیج فارس جهت پی بردن به عوامل موثر در بازگشت پذیری می بایستی مطالعات مختلفی صورت گیرد.

۱۲-۴- پتانسیل تخم ریزی

هدف از آنالیز نرخ پتانسیل تخم ریزی برای بدست آوردن نرخ بهره برداری که منجر به تعادل پایدار در ذخایر می گردد می باشد (Katsukawa & Matsumiya, 1998). نرخ پتانسیل تخم ریزی که برای اثر ماهیگیری روی ذخایر تخم ریزی محاسبه می شود، به عنوان یک معیار مدیریتی ترجیح داده می شود و ۲۰ تا ۳۰ درصد معمولا

^۱Stizostedion vitreum

^۲Perca flavescens

به عنوان نقطه مرجع مورد استفاده قرار می گیرد. ۳۰ تا ۴۰ درصد آن به عنوان سطح Fmsy استفاده می شود. (Liu et al., 2006). در این بررسی نرخ پتانسیل تخم ریزی (فقط ماده ها) ۲۰ درصد به عنوان نقطه مرجع آستانه و ۴۰ درصد به عنوان نقطه مرجع حد، در نظر گرفته شده است. همانطوری که در نتایج مشاهده شد دامنه نرخ پتانسیل تولید مثلی در ده سال گذشته بین ۲۶ و ۳۱ درصد متغیر بوده است (شکل ۳۰-۳) که نشان دهنده عدم برداشت بیش از حد از ذخیره تخم ریزی کننده می باشد. Liu و همکاران در سال ۲۰۰۶ به این نتیجه رسیدند که در نرخ پتانسیل تولید مثلی، بیش از ۲۰ درصد برای ذخایر ماهی با قابلیت بازیابی بالا بهره برداری بیش از حد اتفاق نمی افتد. اگر چه سیانیده ها نسبتا همآوری بالایی دارند، و در زمانی که ذخایر تحت بهره برداری سنگین می باشند این خصوصیت دارای ارزش است. اما نمونه هایی از این خانواده به ویژه نسبت به ماهیگیری آسیب پذیر می باشند (Farmer et al., 2005). اما در ماهی شوریده چنین حالتی نمی تواند صادق باشد زیرا حالت فوق بیشتر در ماهیانی با طول عمر بسیار بالا اتفاق می افتد و افراد این گونه به نظر می آید که می توانند در برابر فشار صید پایداری نشان دهند. در مطالعه حاضر گروه سنی ۱، پایین تر از نقطه مرجع آستانه می باشد و مابقی گروه ها (گروه های سنی ۲ تا ۶ سالگی) بیشتر از حد آستانه می باشند (شکل ۳۱-۳). که خود موید پتانسیل تخم ریزی مناسب این گونه می باشد.

۱۳-۴- بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده

به علت وابستگی های بازگشت پذیری به ذخایر تخم ریزی کننده، معمولا در مدیریت شیلاتی، نقاط مرجع بیولوژیک بر اساس نتایج مدل بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری توصیه می شود (Kanyerere, 2003). بسیاری از نقاط مرجع در مدیریت شیلاتی بر اساس بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده می باشد. برای مثال، در سطح ۲۰ درصد نابالغین یا بیوماس برداشت نشده در طول دوره به عنوان یک آستانه برای بهره برداری بیش از حد بازگشت پذیری تصویب شده است (Katsukawa & Matsumiya, 1998). آنالیز بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری ابزاری است برای استراتژی نرخ برداشت ثابت، که بر اساس

آن نرخ ماهیگیری اندازه ذخیره مستقل، تعیین می گردد. در سوی دیگر، هدف از مدیریت بر اساس پتانسیل تولید مثلی، به طور مستقیم فرار ذخایر تخم ریزی کننده به اندازه کافی می باشد. می توان از پتانسیل تولید مثلی به عنوان سطح آستانه اندازه ذخیره استفاده کرد. در این مورد فشار ماهیگیری با تخمین اندازه ذخیره تعیین می گردد (Katsukawa & Matsumiya, 1998).

آنالیز بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری برای تعیین اینکه، آیا مرگ و میر صیادی منجر به صید بیش از حد در بازگشت پذیری^۱ می شود به کار می رود. بنا براین اگر بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری کمتر از ۳۰ درصد از سطح اصلی خود (نرخ پتانسیل تخم ریزی کمتر از ۰/۳ باشد) صورت گیرد، ممکن است ظرفیت تولید مثلی (تولید تخم) کافی برای باقی ماندن جمعیت در حد پایدار نباشد (Farmer et al., 2005). در مطالعه ای دیگر، درصد تعداد تخم ریزی به ازای بازگشت پذیری در حد ۳۵ درصد به عنوان یک نقطه مرجع بیولوژیکی مورد استفاده قرار گرفته است (Groger et al., 2007). به طور کلی، بیوماس تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری بین ۲۵ و ۵۰ درصد سطوح عدم بهره برداری توصیه می شود (Kanyerere, 2003). ماهیگیری بیش از حد در بازگشت پذیری زمانی رخ می دهد که بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری به کمتر از ۲۰ تا ۳۰ درصد سطح عدم ماهیگیری کاهش یابد (Kanyerere, 2003). در مطالعه حاضر بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده در ۱۰ سال گذشته بین ۲۲/۳۵ تا ۴۴/۷ درصد متغیر بوده است و می توان گفت که ذخایر آن در برخی از سال ها تحت فشار بوده زیرا از نقطه مرجع پایین تر می باشد. اما اگر بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده فقط بر اساس ماهیان ماده در نظر گرفته شود دامنه آن بین ۱۱/۴۱ تا ۲۲/۸۳ درصد می باشد که از نقطه مرجع ۲۵ درصد، در تمامی سال ها کمتر می باشد (شکل ۳-۳۴) به همین لحاظ می توان گفت که این گونه با توجه به روند کاهشی بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری تحت فشار صیادی بوده است. حداکثر بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری در تمام گروه های

^۱Recruitment overfishing

سنی در سال ۱۳۸۱ مشاهده می شود که احتمالاً می تواند نشان دهنده تولید کلاس قوی در این سال ها باشد (شکل ۳-۳۳).

۱۴-۴- طرح انتخاب و نرخ بهره برداری

مطالعات انتخاب پذیری تور برای تعیین چگونگی تفاوت مرگ و میر صیادی در رابطه با سن ضروری است. این مطالعات همچنین اطلاعات مورد نیاز برای فرموله کردن اقدامات مدیریتی از قبیل محدودیت های فنی در اندازه چشمه و یا حداقل برداشت را فراهم می کنند (Kanyerere, 2003). اثر حرارت بر سرعت شنای آبزیان، ضریب صید و دسترسی به آنها را تحت تاثیر قرار می دهد (Ottersen et al., 2010). در مطالعه حاضر در اکثر سال ها گروه سنی ۴ و در سال ۱۳۸۹ گروه سنی ۵ و در سال ۱۳۹۰ گروه سنی ۳ نرخ انتخابشان بیشتر است (شکل ۳-۳۶). لذا نرخ انتخاب گروه های سنی بالاتر بیشتر از گروه های سنی ۱ و ۲ می باشد. که دلیل آن می تواند علاوه بر سردی آب در فصول پاییز و زمستان که سرعت شنای آنها را کاهش می دهد، به استفاده از ابزار صید نامتعارف در اعماق و صید مولدین به دلیل حضور جهت تخم ریزی نیز باشد.

در مطالعه حاضر نرخ بهره برداری در ماهی شوریده در سال ها و در سنین مختلف متغیر است (شکل ۳-۳۷). نرخ بهره برداری در سال هایی که تعداد ذخیره در دریا کاهش یافته، افزایش نشان داده و در سال هایی که تعداد ذخیره افزایش داشته، کاهش می یابد. و بطور کلی بین تقریباً ۲۵ تا ۴۶ درصد در ۱۰ سال گذشته متغیر بوده است (شکل ۳-۳۸). نرخ بهره برداری می تواند به عنوان معیاری جهت اندازه گیری ضریب صید باشد (Groger, et al., 2007). طول عمر دراز و نرخ مرگ و میر پایین برای اغلب سرخو ماهیان نشان داده است که گونه های این خانواده پایداری مشابه به نرخ برداشت از بهره برداری ندارند (Fredou, et al., 2009). با توجه به اینکه بالاترین نرخ بهره برداری در ماهی شوریده در این مطالعه، در سال های مختلف ۴۶ درصد بوده است می توان نتیجه گرفت که این ماهی در معرض بهره برداری کامل نمی باشد. اما با توجه به آنالیز گرو های سنی مشاهده

می شود که در گروه سنی ۴ و ۳ بهره برداری بیشتر از گروه های دیگر می باشد. لذا در بهره برداری از این گونه می بایستی برخی محدودیت ها را اعمال کرد تا ذخیره بتواند در این حالت پایدار باقی بماند.

۱۵-۴- رابطه مرگ و میر صیادی با بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده نرخ بهره برداری و بازگشت

پذیری

بیوماس ذخیره با مرگ و میر صیادی دارای رابطه معکوسی می باشد (شکل ۳-۳۵)، بدین شکل که با افزایش مرگ و میر، بیوماس ذخیره کاهش می یابد و با کاهش آن، بیوماس ذخیره روند نزولی به خود می گیرد. ارتباط مرگ و میر صیادی با بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده بسیار بالاست. بنابراین برای اینکه بیوماس مولدین در این سطح باقی بماند، نباید مرگ و میر صیادی را بیش از این افزایش داد.

با افزایش مرگ و میر صیادی در ماهی شوریده، نرخ بهره برداری افزایش می یابد، اما نتیجه حداکثر مرگ و میر صیادی، نرخ بهره برداری کمتر از ۵۰ درصد می باشد. لذا می توان نتیجه گیری کرد که فشار صیادی بیش از حد بر ذخیره ماهی شوریده در سال های گذشته اعمال نگردیده است اما با توجه به اینکه به نرخ بهره برداری کامل در برخی از سال ها و گروه های سنی نزدیک است، لذا بهتر است که از ذخایر این گونه بیشتر از این سطوح، بهره برداری صورت نگیرد.

اساساً سه گروه عمده از اثرات، بر بازگشت پذیری قابل تصور است (Groger et al., 2007):

۱- اثرات ذخیره بالغ (وابسته به تراکم) ۲- اثرات ماهیگیری ۳- اثرات محیطی

اثرات محیطی و ماهیگیری می توانند مستقیم و یا غیر مستقیم باشند. که ناشی از ذخیره بالغ (تکامل گندها، فعالیت تخم ریزی، بازماندگی تخم و لارو) و یا از طریق شکار (برای مثال، اثرات مستقیم روی زئوپلانکتون ها) باشند (Groger et al., 2007). در اثر مرگ و میر صیادی بر بازگشت پذیری برای مدیریت پیشگیرانه و یا محافظه کارانه، می توان یکی از موارد زیر را نتیجه گیری کرد (Groger et al., 2007):

۱- صید در سطح بالاتری از مرگ و میر صیادی، کارایی صید را افزایش نمی دهد. مانند هزینه (در اینجا تعداد تور و متراژ آن) نسبت به سود (اینجا برداشت) را افزایش می دهد.

۲- تلاش ماهیگیری از لحاظ تعداد تور و متراژ آن، نباید از مرگ و میر صیادی بیشتر شود. مرگ و میر صیادی بالاتر می تواند تاثیر منفی بر بازگشت پذیری داشته باشد.

در این مطالعه مشاهده شده است که رابطه مرگ و میر صیادی و تعداد بازگشت پذیری (شکل ۴۰-۳) بسیار ضعیف بوده و می توان گفت ارتباطی باهم ندارند. بنابر این اثر مرگ و میر صیادی بر بازگشت پذیری در اینجا بسیار ناچیز می باشد و احتمالا عوامل محیطی اثرات بیشتری را در مراحل اولیه زندگی بر بازگشت پذیری می گذارند.

۱۶-۴- پیش بینی وضعیت ذخیره

نتایج شبیه سازی نشان می دهد که تعداد و بیوماس ذخیره در صورت حفظ تلاش صیادی موجود و یا با افزایش آن در سال های آینده کاهش می یابد (شکل های ۳-۴۲، ۴۳، ۴۴، ۴۵). اما اگر تلاش صیادی به میزان ۰/۷۵ تا ۰/۵ کاهش یابد هر دو شاخص افزایش می یابند. در خصوص شاخص های تعداد و وزن صید شبیه سازی، نشان داده است که با افزایش ضریب مرگ و میر صیادی در ابتدا یک افزایش جزئی در شاخص ها مشاهده می شود و سپس در سال های بعد کاهش می یابد همچنین در صورت حفظ وضعیت موجود، روند تعداد و وزن صید کاهش می یابد اما در صورت کاهش تلاش حاضر در سال های اولیه، شاخص ها کاهش، اما بعد از آن افزایش می یابند. لذا به نظر می رسد که با کاهش ضریب مرگ و میر صیادی به ۰/۷۵ وضعیت جاری بهترین حالت را خواهد داشت.

۱۲-۴- نقاط مرجع

ارزیابی ذخایر، دو نوع اصلی از اطلاعات را برای استفاده مدیران فراهم می کند ۱- نقاط مرجع، برای ماهیگیری ۲- شاخص ها یا پیش بینی. شاخص ها وضعیت ماهیگیری را نشان می دهند که در بخش قبلی آورده شده است. اما نقاط مرجع ارزش های خاصی از شاخص ها هستند (Hoggarth et al., 2005). نقاط مرجع، معیارهای در نظر گرفته شده برای دستیابی به اهداف مدیریت، و نماینده مطلوب نتایج بدست آمده است (Kohin et al., 2006). نقاط مرجع مانند $F_{0.1}$ ، F_{max} ، $F_{25\%}$ ، غالباً به منظور توسعه استراتژی های مدیریت شیلاتی استفاده می شوند. نویسندگان متعددی از $F_{0.1}$ و $F_{40\%}$ به عنوان نقاط مرجع هدف و از $F_{25\%}$ به عنوان نقاط مرجع آستانه، جهت بدست آوردن نقطه مطلوب نزدیک تولید بهینه، استفاده کرده اند (Sun et al., 2005). استفاده از $F_{0.1}$ به جای F_{max} گاهی اوقات به عنوان یک اقدام محافظه کارانه تر از سطح مرگ و میر صیادی همراه با تولید بهینه برای یک ذخیره خاص به کار می رود (Haddon, 2001). $F_{0.1}$ مشتق شده از مدل تولید به ازای بازگشت پذیری، در مدیریت صیادی ماهیان استخوانی برای سال های زیادی جهت کاهش بهره برداری بیش از حد استفاده شده است (Chang & Liu, 2009). با این حال، اکثر ذخایر ماهی که بیش از حد بهره برداری می شوند بر اساس این معیار مدیریتی است (Chang & Liu, 2009). در مطالعه حاضر در سال های ۱۳۸۵، ۱۳۸۶، ۱۳۸۷، ۱۳۸۹ و ۱۳۹۰ ضریب مرگ و میر صیادی بیش از نقطه مرجع پیشگیرانه و $F_{50\%}$ می باشد و در مابقی سال ها نزدیک نقطه مرجع حد می باشد. این امر نشان دهنده بهره برداری بیش از حد از ذخیره می باشد. لذا جهت حفظ ذخیره می بایستی که فشار صیادی کاهش پیدا کند. بیوماس ذخیره مولد در برخی از سال ها پایین تر از حد پیشگیرانه می باشد که نشان دهنده فشار صیادی بیش از حد بر این گونه می باشد. اما در اکثر سال ها بیوماس بیشتر از نقطه مرجع پیشگیرانه می باشد. بنابراین به نظر می آید که اعمال ممنوعیت صید در فصل تخم ریزی به مدت یک ماه در سال های گذشته توانسته است که تا حدودی از فشار صید بر روی این گونه بکاهد.

۱۸-۴- مدل تولید و بیوماس به ازای بازگشت پذیری

مدل تولید به ازای بازگشت پذیری در سه سناریوی سن در اولین صید برابر ۱/۴۶، ۱/۵۵ و ۱/۹۵ نشان می دهد که ذخیره ماهی شوریده در مقادیر مختلف مرگ و میر طبیعی در وضعیت کنونی تحت فشار نمی باشد و حتی برای رسیدن به نقاط مرجع حد بیولوژیک (حداکثر تولید) می توان تلاش صیادی را افزایش داد. با توجه به اینکه برای رسیدن به نقطه حداکثر، دامنه تغییرات تولید بین حدود ۴ درصد تا ۳۶ درصد مرگ و میر صیادی بین ۶۰ تا ۵۳۲ درصد در سناریوهای مختلف می باشد (جدول ۷-۳). لذا افزایش در تلاش صیادی در وضعیت کنونی پیشنهاد نمی گردد. این مدل نشان می دهد که ذخایر ماهی پیراپوتانگا^۱ در حوضه رودخانه Cuiaba بیش از حد بهره برداری نمی شود (Mateus & Estupinan, 2002). لذا وی بیان کرده است با توجه به اینکه هنوز نمی توان فاکتورهای مهم دیگر را که در بازگشت پذیری دخالت دارند، مشخص نمود، بنابراین در استفاده از اعمال این آنالیز باید احتیاط کرد. مدل تولید به ازای بازگشت پذیری در برخی از گونه ها مانند ماهی میش ژاپنی (Farmer et al., 2005) و هامور خال نارنجی^۲ (Grandcourt et al., 2005) صید بالا در رشد را به خوبی نشان داده است. زیرا که مرگ و میر صیادی حاضر بیشتر از مرگ و میر صیادی آستانه و حد بوده است. اما در مطالعه حاضر مرگ و میر جاری کمتر از مرگ و میر آستانه و حد می باشد (جدول ۶-۳). Gayanilo & Pauly در سال ۱۹۹۷ بیان کرده اند که استفاده از مدل تولید به ازای بازگشت پذیری ممکن است به خصوص برای گونه های استوایی سریع رشد با نرخ مرگ و میر طبیعی بالا که منحنی آنها ممکن است به حداکثر در یک دامنه معقول از مقادیر مرگ و میر صیادی نرسد محدود کننده باشد. لذا به نظر می آید که این مدل برای گونه های با طول عمر بالا مناسب می باشد و جهت گونه هایی با طول عمر کم تا متوسط، ممکن است محدودیت داشته باشد.

در ماهی شوریده حداکثر تولید در سناریوهای مختلف سن صید در مرگ و میر طبیعی برابر ۰/۵ (بر سال) مشاهده شده است و در سن در اولین صید برابر ۱/۹۵ سال بیشترین تولید به ازای بازگشت پذیری بدست می آید

^۱Brycon microlepis^۲Epinephelus coioides

(شکل ۳-۴۸، ۴۹، ۵۰، ۵۱). منحنی های هم مقدار، نشان می دهند که تمام مقادیر مرگ و میر طبیعی بکار رفته با افزایش میزان سن در اولین صید در مرگ و میر صیادی تولید بیشتر قابل حصول خواهد بود. حداکثر میزان تولید به ازای بازگشت پذیری در منحنی های هم مقدار، در سن ۲/۵ تا ۳ سال بدست آمده است (شکل ۳-۵۳، ۵۴، ۵۵). بنابراین برای رسیدن به تولید بیشتر می بایستی تدابیری اتخاذ گردد که سن یا طول در اولین صید افزایش یابد. اما با توجه به اینکه نقاط مرجع در این مدل کمتر از وضعیت جاری می باشند لذا این مدل فقط در توجیه استفاده از طول های بزرگتر از طول بلوغ به منظور تولید به ازای بازگشت پذیری بیشتر در اینجا توصیه می شود. زیرا بیش از ۲۰ درصد تعداد صید زیر طول بلوغ هستند. در ماهی هامور خال نارنجی در سواحل امارات اندازه طول در صید کمتر از اندازه بلوغ در صید و اندازه در جایی که حداکثر تولید به ازای بازگشت پذیری را دارد می باشد که در نتیجه پیشنهاد شده است افزایش در اندازه چشمه برای گرگور باید توسط مقامات مدیریتی در نظر گرفته شود. این بسیار مهم است با توجه به اینکه ۲۹ درصد تولید در تعداد به نظر می رسد کمتر از اندازه در اولین بلوغ جنسی باشد. اگر ماهی در اندازه ای که در آن تولید به ازای بازگشت پذیری حداکثر است صید شود، آنها فرصتی ۲ تا ۳ بار برای تخم ریزی قبل از رسیدن به اندازه متوسط در اولین صید خواهند داشت (Grandcourt et al., 2005). بیوماس با ازای بازگشت پذیری در سنین مختلف اختلاف اندکی با هم دارند (شکل ۵۲-۳). که نشان دهنده تاثیر بسیار اندک افزایش سن در صید بر بیوماس ذخیره می باشد.

۱۹-۴- استراتژی های برداشت

مرگ و میر صیادی می تواند اثر بسیاری بر استراتژی ماهیگیری بهینه داشته باشد و استراتژی برداشت گردشی ممکن است یک روش منطقی در هنگامی که فرم و بزرگی مرگ و میر صیادی نامشخص باشد استفاده شود. مزایای استراتژی گردشی نسبت به غیر گردشی این است که: ۱- تولید برابر یا بیشتر را در سراسر سطوح مرگ و میر صیادی غیر مستقیم، فراهم می کند ۲- ممکن است به راحتی اجرا شود ۳- بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده

بالا تر را حفظ کند. در طرح غیر گردش، نتیجه دامنه مرگ و میر صیادی در تولید به ازای بازگشت پذیری خیلی نزدیک است. مدیران شیلاتی در گذشته برای دستیابی به چنین کنترل دقیقی مشکلات زیادی پیدا کرده اند. این مشکل منجر به بهره برداری بیش از حد در برخی مناطق گردیده است. در مقابل نتیجه دامنه وسیعی از مرگ و میر صیادی در حداکثر تولید به ازای بازگشت پذیری برای استراتژی گردش خیلی وسیع است. اهمیت سود حفاظت در بسیاری از استراتژی های مدیریت گردش، افزایش بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده در نتیجه یک ممنوعیت گردش می باشد. مدیریت گردش باید به دقت در ماهیگیری چند گونه ای در نظر گرفته شود، به عنوان مثال صید شدید اسکالوپ می تواند بر گونه های ماهی کفزی و ساختار تشکیل دهنده فون بیرونی بستر تاثیر داشته باشد. اگر چه برداشت گردش به لحاظ تئوری بسیار جذاب است باید دقت نمود که آیا می توان آنرا با موفقیت اجرا کرد. (Myers et al., 2000).

در برداشت چند گونه ای، بهره برداری بیش از حد از سطوح بالاتر تغذیه ای، موجب توسعه یا گسترش برداشت از گونه های کمتر بهره برداری شده در سطوح پایین تغذیه ای می گردد (Pauly et al., 1998). برداشت چند گونه ای ۱- اثرات غیر مستقیمی به علت برداشت گونه ای که تا به حال اثرات مثبتی بر گونه های در حال انقراض داشته ۲- ریشه کن کردن گونه هایی که ارزشمند نیستند اما اثرات منفی بر بیشتر گونه های ارزشمند دارد (Matsuda & Abrams, 2004).

Brodziak et al., (1998) در بررسی ذخایر کفشک پهن دم زرد^۱ بیان کرده است که ۱- استفاده از نقطه مرجع حد F_{max} به عنوان میزان برداشت هدف، برای بازسازی ذخایر در کوتاه مدت پیشگیرانه نیست و به احتمال زیاد پتانسیل تولید مثلی این ذخایر تحت فشار، بهبود نمی یابد. ۲- پیش بینی نشان داد که سطح انتظار از تنوع در بیوماس ذخیره تخم ریزی تحت سناریوی موجود بالاتر خواهد بود، اما عدم قطعیت در محل های تخلیه صید

^۱*Pleuronectes ferrugineus*

بالا تر می باشد. ۳- از دست دادن تولید، به علت دور انداختن، تحت وضعیت سناریوی موجود کمتر است و تحت سناریوی نقطه مرجع حد، بالاتر می باشد.

بازسازی پتانسیل تولید مثلی کفشک پهن دم زرد و دیگر ذخایر کف زی تحت فشار در انگلستان، از طریق کنترل تلاش یا دیگر اندازه گیری های حفاظتی، اقدامات مدیریتی مهم هستند، زیرا بازسازی، منجر به افزایش سود می شود (Brodziak et al., 1998).

در ماهی پانگا^۱ از خانواده شانک ماهیان^۲، نقطه تخمین بیوماس جاری، بیشتر از سطوح هدف متعارف برای مدیریت شیلاتی است بنابراین به نظر می رسد کمی نیاز به حمایت از استراتژی های مدیریت طراحی شده برای تضمین احتمال بالای بازگشت پذیری بیشتر وجود دارد. دو ویژگی این گونه که از بازسازی سریع ذخیره جلوگیری می کنند، رشد کم و نرخ نسبتا پایین مرگ و میر است. این ویژگی ها مشخصه ماهیان خانواده شانک است و مشارکت در تولید نسبتا پایین از میزان بیوماس و تولید به ازای بازگشت پذیری می کند (Booth & Punt, 1998).

Kaitala et al., (2003) استراتژی های برداشت محصول را در سه دسته تقسیم بندی نموده اند. ۱- برداشت متناسب، که نسبتی از زیست توده برداشته می شود ۲- برداشت آستانه، که در آن نسبت ثابتی از بیوماس زمانی که بیوماس ذخیره بیش از آستانه باشد، برداشته می شود ۳- برداشت آستانه متناسب، که در آن نسبت ثابت از مازاد بیوماس ذخیره بالاتر از آستانه، برداشته می شود.

جهت ماهی شوریده در حال حاضر با توجه به مشکلات موجود، استراتژی های برداشت ذکر شده قابل اجرا نمی باشند و بهترین روش اعمال محدودیت در برداشت با ممنوع کردن زمانی و مکانی می باشد. زیرا ممنوعیت صید در فصل تخم ریزی می تواند به پایداری در بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده موثر باشد.

^۱*Pterogymnus laniarius*

^۲Sparidae

۲۰-۴- ترکیب غذایی، نسبت مصرف به بیوماس

اندازه به عنوان عامل کنترلی در ترجیح شکار توسط ماهی می باشد. مفهوم مطلوب اولویت اندازه شکار، این است که حداکثر بازده انرژی برای شکارچی بازای هر شکار را داشته باشد. با این حال فاکتورهایی مانند فراوانی شکار و ترکیب گونه ای شکار نیز باید در نظر گرفته شود. در مقیاس جامعه و جمعیت، انتخاب شکار بوسیله شکارچی به رفتار جایگزینی انتخاب زیستگاه گونه های شکار و همچنین فراوانی آنها، پراکنش اندازه، دوره زندگی و اثرات متعاقب بر شکار خود وابسته است. بنابراین هر دو اثر مستقیم و غیر مستقیم شکارچی جنبه مهمی است که می تواند دستورالعمل هایی برای مدیریت منابع دریایی در این منطقه ارائه دهد (Bachok et al., 2004).

ترکیب رژیم غذایی ماهی تن باله آبی نشان داده است که بستگی به در دسترس بودن شکار و اندازه ماهی شکارچی دارد. برای تعدادی از گونه های ماهی خوار، اندازه شکار با افزایش اندازه شکارچی، افزایش می یابد (Butler, 2007). در مطالعات قبلی گونه های ماهی خوار دریافته اند که حداقل اندازه شکار با افزایش اندازه شکارچی، نسبتاً ثابت باقی می ماند، در حالی که حداکثر و متوسط اندازه شکار افزایش معنی داری دارد. میانگین نسبت طول شکار به شکارچی به طور کلی ۲۰ تا ۳۰ درصد برای گونه های ماهی خوار است (Butler, 2007). در رابطه اندازه شکار و شکارچی در ماهی طبال قرمز هر چند شیب رگرسیون به لحاظ آماری معنی دار است، اندازه شکار تنها اندکی با افزایش اندازه شکارچی افزایش می یابد. مقایسه اندازه شکار مصرف شده توسط شکارچی با اندازه های یافت شده در محیط زندگی شکارچی، نشان می دهد که این ماهی در زیستگاه های آبهای ساحلی نزدیک (کم عمق) تغذیه می کند که برای بسیاری از ماهیهای جوان و سخت پوستان به عنوان محیط های نوزادگاهی انتخاب می شود (Scharf & Schlicht, 2000). ماهی طبال قرمز از چند گونه شکار با ارزش تجاری و تفریحی تغذیه می کند که ممکن است اثرات مهمی بر ساختار جوامع مصبی داشته باشد. غذای ماهی طبال قرمز نشان داد که دارای طرح فصلی معنی داری است و غالباً در هنگام پاییز میگوی سفید^۱ و در فصل

^۱White shrimp

بهار منهدن خلیج^۱ مصرف می کند. همچنین خرچنگ آبی نیز در دو فصل در ترکیب غذایی آن اهمیت دارد. که این تفاوت ها متأثر از تغییرات فصلی در دسترس بودن شکار است (Scharf & Schlicht, 2000). در ماهی شوریده نیز اندازه شکار با افزایش اندازه ماهی افزایش می یابد زیرا ماهیان جوان بیشتر از سخت پوستان خصوصاً میگو و ماهیان بزرگتر، از ماهیان مختلف تغذیه می کنند (اسکندری ۱۳۷۶). در این مطالعه نیز ماهیان جوان بیشتر از انواع میگو و ماهیان بزرگتر بیشتر از ماهی مصرف کرده بودند.

نسبت مصرف به بیوماس در گونه های مختلف متفاوت است. نسبت مصرف به بیوماس در کفشک ها ۹/۴۶، در هامور ۸/۴ و در سرخو ۵/۸۳ گزارش شده است (Butler, 2007). در مطالعه حاضر در ماهی شوریده نسبت مصرف میگو به بیوماس ذخیره کمتر از نسبت مصرف کل غذایی می باشد. همچنین نسبت مصرف به بیوماس در گروه های سنی پایین، بیشتر از گروه های سنی بالا می باشد (شکل ۳-۵۹، ۶۰) که نشان دهنده تغذیه کمتر ماهیان در گروه های سنی بالا می باشد.

۲۱-۴- میزان مصرف و صید میگو

ماهی از میگو تغذیه می کند و همچنین بیشتر ماهیان کفزی از ارگانسیم هایی که میگو مصرف می کند، تغذیه می کنند. ماهیان، شکارچی میگو و رقیب آنها هستند در صورتی که هر دو ماهی و میگو، توسط صید کفی شکار می شوند. ماهیگیری دمرسال^۲ با جبران بالانس طبیعی میگو و ماهی می تواند بازماندگی میگو را با حذف شکارچی و رقابت افزایش دهد. در خلیج تایلند بازگشت پذیری ذخایر میگو را شرایط بیولوژیک و تغییرات تولید شده در بیوماس و ترکیب گونه ای ماهی، تعیین می کند در صورتی که در آبهای معتدله عمدتاً با نوسانات در محیط غیر زنده، تعیین می شود (Pauly, 1982). در دریای بارنتز ماهی کاد شکارچی، یکی از با اهمیت ترین فاکتورهایی است که پویایی جمعیت میگوی شمال را تحت تاثیر قرار می دهد. در سال هایی که بیوماس ماهی

^۱Brevoortia patronus

^۲Demersal fisheries

کاد بالاست فراوانی میگو در معده آن کاهش می یابد. به اضافه رابطه معنی دار معکوسی بین فراوانی کاد و میگو در سال های ۱۹۸۲ و ۱۹۸۳ دیده شده است. همچنین آنالیز داده های معده کاد روسیه-نروژ نشان داد که کاد در سن ۳ تا ۶ سالگی اثر شدیدی بر ذخایر میگوی دریای بارنتز دارد و میگوهای با اندازه ۵ تا ۱۰ سانتی متر را ترجیح می دهند (Berenboim et al., 2000). در مطالعه دیگر ارتباط واضحی بین افزایش ذخایر میگو و کاهش کاد و مصرف میگو توسط کاد مشاهده نشد (Lilly et al., 2000). ماهی باس مخطط^۱ با سن ۳ تا ۸ سال در سواحل ماسوچست آمریکا بیشترین مصرف از سخت پوستان و ماهی را دارد. سخت پوستان (۵۰ تا ۷۸ درصد از کل مصرف) بیشتر از ماهی در هنگام June-July مصرف می شود، در حالی که بیشتر ماهی (۵۲ تا ۸۸ درصد کل مصرف) نسبت به سخت پوستان در هنگام August-September مصرف می شود (Nelson et al., 2006). در بررسی اثر باس مخطط یکساله شکارچی بر ماهیان جوان در شمال کارولینا در آمریکا مشخص شد که این گونه در محیط مصبی اثر منفی روی کلاس سنی قوی شکار خود دارد (Tuomikoski et al., 2008). اثر مستقیم شکارچی بر شکار مستلزم آن است که شکارچی و شکار در زمان و مکان با هم تداخل داشته و شکار برای صید در آن زمان و مکان در دسترس باشد (Bax, 1998). بین اندازه شکارچی (ماهی آنچوی^۲) و اندازه شکار (میگو پنائیده^۳ و ماهی) یک رابطه مثبت وجود دارد. با این حال کلاس های طولی بزرگ شکارچی، شکار کمتر اما بزرگتر از ماهیان استخوانی را انتخاب می کند (Krumme et al., 2005). حداکثر نرخ تغذیه میگو در گروه طولی ۷۱-۶۳ سانتی متری ماهی کاد و مصرف جمعیت میگو بیشتر در گروه طولی ۴۵-۵۳ سانتی متر دیده شده است و میزان مصرف میگو توسط ماهی کاد ۵۷ تن در روز بوده است (Lilly et al., 2000). در ماهی شوریده بیشترین مصرف میگو در سن ۲ سالگی مشاهده می شود و در سنین بالا چنین مصرفی دیده نشده است (جدول ۸-۳). تقریباً می توان گفت که میزان مصرف از میگو با اندازه ماهی نسبت عکس دارد یعنی با افزایش اندازه ماهی مصرف میگو

^۱Morone saxatilis^۲Pterengraulis atherinoides^۳Penaeidae

کاهش می یابد و بالعکس. در صورتی که مصرف ماهی در گروه سنی ۴ تا ۶ به خوبی دیده می شود که نشان دهنده تمایل ماهیان شوریده در سنین بالا به مصرف از ماهی بیشتر است.

نوسانات جمعیت ماهیان شکارچی ممکن است تحت تاثیر تراکم شکار (Liu et al., 2006) و تعدادی فاکتورهای دیگر باشد. در ماهی شوریده از مقایسه میزان مصرف سالانه میگو و صید آن توسط انسان در ده سال گذشته می توان احتمال داد که تراکم شکار، جمعیت شکارچی را تحت تاثیر قرار نمی دهد زیرا که ماهی شوریده در صورت نبود میگو ظاهراً می تواند رژیم غذایی خود را تغییر دهد و از ماهیان استفاده کند. در برخی از گونه ها منجمله کوسه ماهی درنده نیز ذکر شده است که تراکم شکار (باتوجه به تراکم شکار در سال های مختلف) ممکن است عاملی نباشد که فراوانی کوسه ماهی درنده را تحت تاثیر قرار دهد. در سوی دیگر گسترش زمینه های ماهیگیری در سال های اخیر ممکن است یکی از عوامل احتمالی باشد که نتایج آنالیز را تحت تاثیر قرار می دهد. با این حال، مطالعات بیشتر در مورد مکانیسم نوسانات ذخایر کوسه درنده پلاژیک مورد نیاز است (Liu et al., 2006). در خصوص ماهی شوریده نیز می توان گفت احتمالاً عوامل مختلفی در نوسانات آن دخیل هستند.

در پایان می توان نتیجه گیری کرد که:

- تعیین سن و پارامترهای رشد از طریق برش اتولیت و معادلات مربوطه می تواند مبنایی برای تخمین دقیق تر نرخ مرگ و میر کل و طبیعی و صیادی در مقایسه با تخمین های گذشته باشد
- تعیین کلید سن - طول مناسب، می تواند در ارزیابی ذخایر این گونه استفاده شود
- ماهی شوریده دارای رشد و طول عمر متوسطی می باشد.
- بر اساس مرگ و میر کل و صیادی، و تخمین ضریب بهره برداری در طی ده سال گذشته می توان گفت ذخایر ماهی شوریده نزدیک به بهره برداری کامل می باشد.
- میانگین طول صید، دامنه طولی در ده سال گذشته نشان دهنده فشار صیادی بالا بر این گونه نمی باشد.
- افزایش صید در سال ۸۶ به بعد نشان دهنده تشکیل کلاس سنی قوی در سال های قبل می باشد.

- مرگ و میر صیادی بالا در سال هایی اتفاق افتاده است که در صید گروه های طولی کوچکتر فراوانتر از سال های دیگر می باشد و بالعکس.
- طول و سن در اولین صید در ماهی شوریده در حال حاضراندکی پایین تر از طول بلوغ و بالاتر از سن بازگشت پذیری می باشد.
- مشاهده حداکثر فراوانی طولی و وزنی در گروه سنی ۲ و ۳ سال.
- با توجه به عدم اختلاف میزان صید محاسبه شده با مشاهده شده آنالیز جمعیت مجازی روش مناسبی برای ارزیابی ذخیره این گونه می باشد.
- تعداد و وزن ذخیره ماهی شوریده در برخی از سال ها دارای نوسان بالایی می باشد که نشان دهنده کلاس سنی قوی در برخی از سال ها است.
- برداشت بیش از حد از گروه های سنی ۴، ۵ و ۶ با توجه به نتایج آنالیز جمعیت مجازی
- بالا بودن نرخ بهره برداری در سطح کنونی با توجه به احتمالات در آینده.
- بالا بودن تلاش صیادی به منظور حفظ بهره برداری پایدار با توجه به نتایج آنالیز جمعیت مجازی.
- سقوط شاخص های جمعیتی در صورت ادامه برداشت به شکل کنونی
- نامناسب بودن نقاط مرجع در مدل تولید به ازای بازگشت پذیری جهت ماهی شوریده.
- مناسب بودن نقاط مرجع بیولوژیک ۲۰ تا ۴۰ درصد در بیوماس ذخیره تخم ریزی کننده به ازای بازگشت پذیری.
- تولید به ازای بازگشت پذیری بیشتر در طول در اولین صید بزرگتر از طول در اولین بلوغ.
- در حال حاضر انتخاب ممنوعیت صید به عنوان تدبیری جهت حفظ ذخیره مولد و پایداری در برداشت.
- ماهیان جوان شوریده بیشتر از میگو تغذیه می کنند.
- نسبت مصرف به بیوماس در ماهیان جوان بیشتر از ماهیان بزرگتر است.

- گروه سنی ۲ ساله بیشترین اثر را بر انواع میگو دارد.

- فراوانی میگو نوسانات ماهیان شوریده را تحت تاثیر خود قرار نمی دهد.

با توجه به نتایج به دست آمده پیشنهادات زیر ارائه می گردد:

- پایش مداوم ذخایر ماهی شوریده
- تعیین سن ماهی شوریده از طریق حلقه های روزانه
- اجرای آنالیز جمعیت مجازی چند گونه ای در منطقه
- استفاده از مدل های اقتصادی - اجتماعی
- بررسی وضعیت ذخایر بر اساس مدل های اکوسیستمی
- کاهش میزان تلاش صیادی به منظور بهینه کردن وضعیت ذخایر
- حفاظت از مناطق نوزاد گاهی ماهی شوریده
- استفاده از تگ گذاری به منظور ارزیابی و مهاجرت گونه های اقتصادی
- برنامه ریزی جهت ثبت داده های مورد نیاز مدل های چند گونه ای و اکوسیستمی
- بررسی جمعیت های احتمالی ماهی شوریده در آبهای شمال خلیج فارس
- بررسی تغذیه ماهی شوریده به صورت فصلی و تعیین نرخ مصرف و رابطه آن با شکارچی

پیوست

جدول ۱: میانگین طول کل (سانتی متر) در سنین مختلف ماهی شوریده
در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷

| سن | میانگین طول کل | انحراف استاندارد | حداقل | حداکثر | تعداد | سطح اطمینان (٪۹۵) |
|----|----------------|---------------------|-------|--------|-------|----------------------|
| ۰ | ۸ | ۰/۹ | ۶ | ۱۱ | ۱۳۴ | ۰/۱۵ |
| ۱ | ۲۰ | ۵/۰۵ | ۱۲ | ۳۳ | ۶۲۱ | ۰/۴ |
| ۲ | ۳۳ | ۲/۹ | ۲۶ | ۴۳ | ۱۳۹ | ۰/۵ |
| ۳ | ۴۲ | ۲/۷۴ | ۳۷ | ۴۷ | ۴۳ | ۰/۸۴ |
| ۴ | ۴۷ | ۱/۳۹ | ۴۵ | ۵۰ | ۱۷ | ۰/۷ |
| ۵ | ۵۱ | ۰/۲۹ | ۵۰ | ۵۳ | ۹ | ۰/۶۷ |
| ۶ | ۵۶ | ۰/۸۲ | ۵۳ | ۵۹ | ۵ | ۲ |

جدول ۲: میانگین وزن (گرم) در سنین مختلف ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷

| سن | میانگین وزن کل | انحراف استاندارد | حداقل | حداکثر | تعداد | سطح اطمینان (٪۹۵) |
|----|-------------------|---------------------|-------|--------|-------|----------------------|
| ۰ | ۵ | ۰/۱۶ | ۱ | ۱۲ | ۱۳۴ | ۰/۳۲ |
| ۱ | ۲۰ | ۲/۸۵ | ۱۲ | ۳۵۰ | ۶۲۲ | ۵/۶ |
| ۲ | ۳۶۱ | ۸/۲ | ۱۷۷ | ۷۴۸ | ۱۳۹ | ۱۶/۳ |
| ۳ | ۷۷۴ | ۲۶/۳ | ۴۶۵ | ۱۰۸۲ | ۴۳ | ۵۳ |
| ۴ | ۱۱۸۱ | ۲۸/۲ | ۱۰۱۹ | ۱۴۸۵ | ۱۷ | ۶۰ |
| ۵ | ۱۴۷۱ | ۲۷ | ۱۳۳۱ | ۱۵۹۴ | ۹ | ۶۴ |
| ۶ | ۲۰۸۰ | ۸۶ | ۱۷۲۴ | ۲۲۹۲ | ۵ | ۲۲۰ |

جدول ۳: تعداد و بیوماس ذخیره، تعداد و وزن صید و مرگ و میر صیادی محاسبه شده از روش آنالیز جمعیت مجازی در ماهی شوریده در سواحل خوزستان در سال های ۱۳۹۰-۱۳۸۱

| سال | ۱ | ۲ | ۳ | ۴ | ۵ | ۶ |
|------|---------------------------------|-------|-------|------|------|------|
| ۱۳۸۱ | تعداد ذخیره (*۱۰ ^۳) | ۹۱۹۴ | ۴۸۵۳ | ۲۱۷۶ | ۷۶۹ | ۲۳۲ |
| | بیوماس ذخیره (تن) | ۱۸۴ | ۱۷۵۲ | ۱۶۸۴ | ۹۰۸ | ۳۴۱ |
| | تعداد صید (*۱۰ ^۳) | ۵۳۰ | ۷۹۹ | ۶۴۳ | ۲۸۳ | ۶۸ |
| | وزن صید (تن) | ۱۱ | ۲۹۱ | ۵۰۳ | ۳۳۸ | ۱۰۲ |
| | مرگ و میر صیادی (در سال) | ۰/۰۷۹ | ۰/۲۴۲ | ۰/۴۸ | ۰/۶۴ | ۰/۴۷ |
| ۱۳۸۲ | تعداد ذخیره (*۱۰ ^۳) | ۱۳۳۶۸ | ۷۱۴۲ | ۳۰۱۱ | ۹۸۴ | ۲۷۶ |
| | بیوماس ذخیره (تن) | ۲۶۷ | ۲۵۷۸ | ۲۳۳۰ | ۱۱۶۲ | ۴۰۶ |
| | تعداد صید (*۱۰ ^۳) | ۶۶۰ | ۱۴۳۶ | ۹۹۹ | ۳۹۲ | ۸۴ |
| | وزن صید (تن) | ۱۳ | ۵۲۴ | ۷۸۳ | ۴۶۸ | ۱۲۵ |
| | مرگ و میر صیادی (در سال) | ۰/۰۶۷ | ۰/۳۰ | ۰/۵۶ | ۰/۷۱ | ۰/۵۱ |
| ۱۳۸۳ | تعداد ذخیره (*۱۰ ^۳) | ۲۰۵۸۰ | ۱۰۷۹۳ | ۴۲۳۸ | ۱۴۰۵ | ۴۲۸ |
| | بیوماس ذخیره (تن) | ۴۱۲ | ۳۸۹۶ | ۳۲۸۱ | ۱۶۵۹ | ۶۲۹ |
| | تعداد صید (*۱۰ ^۳) | ۱۲۸۲ | ۲۵۹۷ | ۱۳۸۱ | ۵۱۱ | ۱۲۷ |
| | وزن صید (تن) | ۲۶ | ۹۴۸ | ۱۰۸۱ | ۶۱۱ | ۱۸۹ |
| | مرگ و میر صیادی (در سال) | ۰/۰۸ | ۰/۳۷ | ۰/۵۴ | ۰/۶۳ | ۰/۴۸ |
| ۱۳۸۴ | تعداد ذخیره (*۱۰ ^۳) | ۱۷۱۶۶ | ۸۹۸۲ | ۳۸۳۲ | ۱۲۰۶ | ۳۵۵ |
| | بیوماس ذخیره (تن) | ۳۴۳ | ۳۲۴۲ | ۲۹۶۶ | ۱۴۲۴ | ۵۲۲ |
| | تعداد صید (*۱۰ ^۳) | ۱۰۹۹ | ۱۷۶۵ | ۱۳۵۳ | ۴۶۲ | ۱۰۸ |
| | وزن صید (تن) | ۲۲ | ۶۳۷ | ۱۰۴۸ | ۵۴۵ | ۱۵۹ |
| | مرگ و میر صیادی (در سال) | ۰/۰۹ | ۰/۲۹ | ۰/۵۹ | ۰/۶۶ | ۰/۴۹ |
| ۱۳۸۵ | تعداد ذخیره (*۱۰ ^۳) | ۱۷۲۳۵ | ۸۹۷۹ | ۳۵۵۷ | ۹۳۹ | ۲۰۵ |
| | بیوماس ذخیره (تن) | ۳۴۵ | ۳۲۴۲ | ۲۷۵۳ | ۱۱۰۹ | ۳۰۱ |
| | تعداد صید (*۱۰ ^۳) | ۱۱۵۸ | ۲۱۱۸ | ۱۴۹۹ | ۴۵۸ | ۸۲ |
| | وزن صید (تن) | ۲۳ | ۷۷۴ | ۱۱۷۴ | ۵۴۸ | ۱۲۳ |
| | مرگ و میر صیادی (در سال) | ۰/۰۹ | ۰/۳۶ | ۰/۷۷ | ۰/۹۶ | ۰/۷۲ |

ادامه جدول ۳:

| سال | ۱ | ۲ | ۳ | ۴ | ۵ | ۶ |
|------|---------------------------------|-------|-------|------|------|------|
| ۱۳۸۶ | تعداد ذخیره (*۱۰ ^۳) | ۳۰۰۵۰ | ۱۵۳۶۹ | ۵۸۰۳ | ۱۴۸۳ | ۳۶۲ |
| | بیوماس ذخیره (تن) | ۶۰۱ | ۵۵۴۸ | ۴۴۹۱ | ۱۷۵۲ | ۵۳۳ |
| | تعداد صید (*۱۰ ^۳) | ۲۳۹۳ | ۴۰۲۳ | ۲۵۱۵ | ۶۶۸ | ۱۳۳ |
| | وزن صید (تن) | ۴۸ | ۱۴۶۸ | ۱۹۷۱ | ۷۹۸ | ۱۹۷ |
| | مرگ و میر صیادی (در سال) | ۰/۱۱ | ۰/۴۱ | ۰/۸۰ | ۰/۸۵ | ۰/۶۷ |
| ۱۳۸۷ | تعداد ذخیره (*۱۰ ^۳) | ۳۴۱۵۲ | ۱۷۷۵۹ | ۶۶۴۷ | ۱۶۵۶ | ۳۷۷ |
| | بیوماس ذخیره (تن) | ۶۸۳ | ۶۴۱۱ | ۵۱۴۴ | ۱۹۵۵ | ۵۵۵ |
| | تعداد صید (*۱۰ ^۳) | ۲۳۲۶ | ۴۷۲۵ | ۲۹۴۴ | ۷۸۴ | ۱۴۳ |
| | وزن صید (تن) | ۴۷ | ۱۷۲۶ | ۲۳۰۷ | ۹۳۷ | ۲۱۳ |
| | مرگ و میر صیادی (در سال) | ۰/۰۹ | ۰/۴۲ | ۰/۸۳ | ۰/۹۲ | ۰/۶۶ |
| ۱۳۸۸ | تعداد ذخیره (*۱۰ ^۳) | ۱۸۳۷۷ | ۹۹۴۵ | ۴۱۷۹ | ۱۳۶۹ | ۴۴۵ |
| | بیوماس ذخیره (تن) | ۳۶۷ | ۳۵۹۰ | ۳۲۳۴ | ۱۶۱۷ | ۶۵۵ |
| | تعداد صید (*۱۰ ^۳) | ۷۳۵ | ۲۰۱۸ | ۱۳۸۲ | ۴۵۸ | ۱۲۱ |
| | وزن صید (تن) | ۱۵ | ۷۳۷ | ۱۰۸۳ | ۵۴۷ | ۱۸۰ |
| | مرگ و میر صیادی (در سال) | ۰/۰۵ | ۰/۳۱ | ۰/۵۶ | ۰/۵۶ | ۰/۴۳ |
| ۱۳۸۹ | تعداد ذخیره (*۱۰ ^۳) | ۱۹۲۶۷ | ۸۶۸۳ | ۲۲۴۴ | ۳۹۰ | ۹۰ |
| | بیوماس ذخیره (تن) | ۳۸۵ | ۳۱۳۵ | ۱۷۳۷ | ۴۶۱ | ۱۳۳ |
| | تعداد صید (*۱۰ ^۳) | ۳۱۴۹ | ۳۷۷۶ | ۱۲۶۰ | ۱۸۵ | ۵۶ |
| | وزن صید (تن) | ۶۳ | ۱۳۶۲ | ۹۷۵ | ۲۱۹ | ۸۳ |
| | مرگ و میر صیادی (در سال) | ۰/۲۴ | ۰/۷۹ | ۱/۱۹ | ۰/۹۰ | ۱/۴۴ |
| ۱۳۹۰ | تعداد ذخیره (*۱۰ ^۳) | ۱۶۹۱۶ | ۸۵۰۲ | ۲۹۱۰ | ۷۹۵ | ۳۲۸ |
| | بیوماس ذخیره (تن) | ۳۳۸ | ۳۰۶۹ | ۲۲۵۲ | ۹۳۹ | ۴۸۲ |
| | تعداد صید (*۱۰ ^۳) | ۱۵۶۳ | ۲۶۷۱ | ۱۲۰۲ | ۱۷۲ | ۱۱۲ |
| | وزن صید (تن) | ۳۱ | ۹۶۴ | ۹۳۰ | ۲۰۳ | ۱۶۴ |
| | مرگ و میر صیادی (در سال) | ۰/۱۳ | ۰/۵۱ | ۰/۷۴ | ۰/۳۳ | ۰/۵۷ |

منابع

۱. آژیر، م. ت.، ۱۳۸۷. بررسی برخی از خصوصیات زیستی ماهی شوریده به منظور بهینه سازی زمان صید در آبهای دریای عمان، مجله علمی شیلات ایران، سال ۱۷. شماره ۱. بهار. ص ۱۰-۱
۲. اسکندری، غ.، ۱۳۷۶. زیست شناسی تولید مثل و تغذیه ماهی شوریده (Otolithes ruber) در سواحل خوزستان. پایان نامه کارشناسی ارشد بیولوژی ماهیان دریا. دانشگاه شهید چمران اهواز. دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی. ۱۱۲ ص.
۳. امامی، ف.، ۱۳۸۵. بررسی ذخایر و تعیین پارامترهای رشد ماهی شوریده در آبهای استان خوزستان. دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات اهواز، پایان نامه کارشناسی ارشد. ۱۷۷ ص.
۴. بندانی، غ.، ۱۳۷۹. بررسی تغذیه و تخم ریزی ماهی شوریده (Otolithes ruber) در سواحل سیستان و بلوچستان (چابهار)، مجله علمی شیلات ایران، سال ۸، شماره ۱، ص ۲۳-۳۴
۵. پارسامنش، الف. شالباف، م. و کاشی، م. ت.، ۱۳۷۹. بررسی ذخایر آبزیان استان خوزستان در سال ۱۳۷۸. مرکز تحقیقات شیلاتی استان خوزستان (بخش مدیریت ذخایر)، اهواز. ۵۵ ص.
۶. تقوی مطلق، س. ا.، ابطحی، ب. و حسینی، ه.، ۱۳۸۳، تخمین پارامترهای رشد ماهی شوریده (Otolithes ruber) در آبهای استانهای بوشهر، هرمزگان و سیستان و بلوچستان، مجله علمی شیلات ایران زمستان. ۱۳(۴): ۱۶۱-۱۶۸
۷. رونق، م. ت.، ۱۳۷۶، بررسی چربی و پروتئین ماهی شوریده، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شهید چمران اهواز، ۸۰ ص.
۸. سالنامه آماری شیلات ایران، ۱۳۸۸، دفتر برنامه و بودجه، گروه آمار و مطالعات توسعه شیلاتی، ۵۶ ص.
۹. صفاهیه، ع.، ۱۳۷۵. بیولوژی ماهی شوریده و بررسی رشد و تعیین سن آن با استفاده از وزن اتولیت، پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه شهید چمران اهواز، ۱۱۴ ص

۱۰. کمالی، ع.، دهقانی، ر.، بهزادی، س.، و جلالی، ک.، ۱۳۸۶. بررسی برخی از ویژگیهای زیستی سنگسر معمولی، شوریده و میش ماهی در آبهای استان هرمزگان. موسسه تحقیقات شیلات، گزارش نهایی، ۹۱ ص
۱۱. گزارش سالانه شیلات استان خوزستان، ۱۳۸۸. اداره کل شیلات استان خوزستان، معاونت صید و بنادر ماهیگیری. ۱۰۰ ص.
۱۲. محمد خانی، ح.، ۱۳۷۶. بررسی ذخایر سه گونه ماهی حلوا سیاه، شوریده و گربه ماهی در سواحل سیستان و بلوچستان. مرکز تحقیقات شیلاتی آبهای دور. ۹۰ ص.
۱۳. مهوری حبیب آبادی، م.، ۱۳۷۷، اندازه گیری و مقایسه فلزات سنگین در بافت های ماهی شوریده، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شهید چمران اهواز. دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی. ۱۳۳ ص.
۱۴. نیامیمندی، ن.، ۱۳۷۸. تعیین و بررسی پارامترهای پویایی جمعیت و دینامیک تولید مثل و مرگ و میر و میزان برداشت در ماهی شوریده (آبهای استان بوشهر). پایان نامه کارشناسی ارشد بیولوژی دریا، دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران شمال. دانشکده علوم و فنون دریایی. ۱۱۴ ص.
15. Abu-Hakima, R., 1984. Comparison of aspects of the reproductive biology of Pomadasys, Otolithes and Pampus spp. in Kuwaiti waters. Fisheries Research, 2(3), 177-200.
16. Adeyemi, S. O., Bankole, N. O., Adikwu, I. A. and Akombu, P. M., 2009. Age, Growth and Mortality of Some Commercially important fish species in Gbedikere Lake, Kogi State, Nigeria. International Journal of Lakes and Rivers, 2(1), 45-51.
17. Ahmed, K. K. U., Amin, S. M. N., Haldar, G. C. and Dewan, S., 2003. Population Dynamics and Stock Assessment of Catla catla (Hamilton) in the Kaptai Reservoir, Bangladesh. Asian Fisheries Science 16, 121-131.
18. Aldebert, Y. and Recasens, L., 1996. Comparison of methods for stock assessment of European hake Merluccius merluccius in the Gulf of Lions (Northwestern Mediterranean). Aquatic Living Resources, 9, 13-22.
19. Ali, T. S., Mohamed, A. R. M. and Hussain, N., A. 2002. Stock assessment of tiger-tooth croaker Otolithes ruber in the northeast Persian Gulf. Marina Mesopotamica, 17(1), 107-120.
20. Allam, S. M., 2003. Growth, mortality and yield per recruit of bogue, Boops boops (L.), From The Egyptian Mediterranean waters off Alexandria. Mediterranean Marine Science, 4(1), 87-96.
21. Almatar, S., 1993. A comparison of length-related and age-related growth parameters of Newaiby Otolithes ruber in Kuwait waters. Naga ICLARM Quarterly, 16(1), 32-34.
22. Amin, S. M. N., Arshad, A., Bujang, J. S. and Siraj, S. S., 2009. Age structure, growth, mortality and yield - per - recruit of sergestid shrimp. Acetes indicus (Decapoda : sergestidae) from the costal water Malacca, Peninsular Malaysia. Journal of Applied Sciences, 9(5), 801-814.
23. Anon. 1997. Report on the status of fisheries of the United States. NMFS, NOAA. , 4p.
24. Apparao, T. 1992. Stock assessment of scianid resources of India. Indian Journal Of Fisheries, 39(1,2), 85-103.
25. Bachok, Z., Mansor, M. I. and Noordin, R. M., 2004. Diet composition and food habits of demersal and pelagic marine fishes from Terengganu waters, east coast of Peninsular Malaysia. NAGA, WorldFish Center Quarterly 27(3 & 4), 41-47.
26. Bax, N. J., 1998. The significance and prediction of predation in marine fisheries. ICES Journal of Marine Science, 55, 997-1030.

27. Beard, J. T. D., Hansen, M. J. and Carpenter, S., 2003. Development of a regional stock–recruitment model for understanding factors affecting walleye recruitment in Northern Wisconsin Lakes. Transactions of the American Fisheries Society 132, 382-391.
28. Berenboim, B. I., Dolgov, A. V., Korzhev, V. A. and Yaragina, N. A., 2000. Impact of cod on dynamics of shrimp stock, *Pandalus borealis*, in the Barents Sea and the use of this factor in multispecies models,. Northwest Atlantic Fisheries Organization, Science Coancil Research Document 99/87, 12 p.
29. Bergh, M. O. and Barkai, A., 1993. The management and utilisation of South Africa living marine resources: Principles, concepts and policy options. Department of Zoology University of Cape Town, A document prepared at the request of the Land and Agricultural Policy Centre, 168 p.
30. Bianchini, M., Ragonese, S. and Levi, D., 2003. Managment hypothesis to improve yield-per-recruit and economic returns in the red shrimp (*Aristaemomorpha foliacea*) fishery of southern Sicily (Mediterranean sea). Journal Northwest Atlantic Fisheries Science, 31, 233-243.
31. Blindheim, J. and Skjoldal, H. R., 1993. Effects of climatic changes on the biomass yield of the Barents sea, the Norwegian sea and West Greenland large marine ecosystems. American Association for the Advancement of Science Publication, 92, 185-198.
32. Booth, A. J. and Punt, A. E., 1998. Evidence for rebuilding in the panga stock on the Agulhas Bank, South Africa. Fisheries Research, 34, 103-121.
33. Brash, J. M. and Fennessy, S. T., 2005. A preliminary investigation of age and growth of *Otolithes ruber* from KwaZulu-Natal, South Africa. Western Indian Ocean Journal Marine Science, 4(1), 21-28.
34. Bridson, J., 2001. The effect of fishing on the evolution of north sea cod. Submitted for degree of doctor of philosophy, Department of statistics and modelling science, University of Strathclyde, 198 p.
35. Brodziak, J., Rago, P. and Conser, R., 1998. A general approach for making short-term stochastic projections from an age-structured fisheries assessment model. Symposium On Fishery Stock Assessment Models, Fishery Stock Assessment Models 933 Alaska Sea Grant College Program • AK-SG-98-01, , 933-954.
36. Buckel, J. A., Fogarty, M. J. and Conover, D. O., 1999. Mutual prey of fish and humans: a comparison of biomass consumed by bluefish, *Pomatomus saltatrix*, with that harvested by fisheries. Fishery Bulletin, 97, 776-785.
37. Butler, C. M., 2007. Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) feeding ecology and potential ecosystem effects during winter in North Carolina. A thesis for the degree of master of science zoology, Faculty of North Carolina State University, 106 p.
38. Caddy, J. F. and Mahon, R., 1995. Reference points for fisheries management. . FAO Fisheries Technical Paper 347, 83 p.
39. Cadima, E. L., 2003. Fish stock assessment manual. FAO Fisheries Technical Paper 393, 83 p.
40. Cadrin, S. X. and Vaughun, D. S., 1997. Retrospective analysis of virtual population estimates for Atlantic menhaden stock assessment Fishery Bulltein., 95, 445-455.
41. Campana, S. E., 2001. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. Journal of Fish Biology 59, 197-242.
42. Caramelo, A. M., 1996. Comparison of VPA results using two methods for conversation of length to age for *Nephrops* stocks in Portuguese waters. Boletim do Instituto Portugues de Investigacao Maritima, 2, 15-21.
43. Cardinale, M., Arrhenius, F. and Johnsson, B., 2000. Potential use of otolith weight for the determination of age-structure of Baltic cod (*Gadus morhua*) and plaice (*Pleuronectes platessa*). Fisheries Research, 45, 239-252.
44. Chakraborty, S. K., 1992. Length-weight relationship and biometric study on three species of sciaenids from Bombay waters. Journal of Indian Fisheries Association 22, 41-48.
45. Chakraborty, S. K., 2001. Growth studies of sciaenids from Mumbai waters using the Bhattacharya method. Naga ICLARM Quarterly, 24(1&2), 40-41.
46. Chang, J. H. and Liu, K. M., 2009. Stock assessment of the shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*) in the Northwest Pacific Ocean using per recruit and virtual population analyses. Fisheries Research, 98, 92-101.
47. Chen, Y., Jiao, Y., Sun, C. L. and Chen, X., 2008. Calibrating virtual population analysis for fisheries stock assessment. Aquatic Living Resources, 21, 89-97.
48. Chilton, D. E. and Beamish, R. J., 1982. Age determination methods for fishes studied by the groundfish program at the pacific biological station. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 60, 1-102.
49. Ciloglu, E., 2005. Determination of the recruitment to stock and reproduction period for flounder (*Platichthys flesus luscus* Pallas, 1811) along the Trabzon-Rize coast, Eastern Black Sea. Turkey Journal Vet Animal Science, 29, 43-48.
50. Cinco, E., 1982. Length-weight relationships of fishes, p. 34-37. In D. Pauly and A.N. Mines (eds.) Small-scale fisheries of San Miguel Bay, Philippines,. biology and stock assessment. ICLARM Technical Reports 7, 124 p.

51. Coggins, J. L. G. and Quinn, T. J., 1998. A simulation study of the effects of aging error and sample size on sustained yield estimates. Symposium on Fishery Stock Assessment Models, Fishery Stock Assessment Models , Alaska Sea Grant College Program • AK-SG-98-01, 1998, 955-976.
52. Coggins, J. L. G., Pine, W. E., Walters, C. J. and Martell, S. J. D., 2006. Age-structured mark-recapture analysis: A virtual-population-analysis-based model for analyzing age-structured capture-recapture data. North American Journal of Fisheries Management, 26, 201-205.
53. Cooke, J. G. and Lankester, K., 1996. Application of a size-structured VPA to bluefin tuna (*Thunnus thynnus*)(SCRS/95/78),. Collective Volume of Scientific Paper. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas. , 45(2), 132-134,.
54. Dadzie, S. and Seedo, F. A., 2004. Testicular structure and spawning cycle in silvery croacker , *Otolithes ruber* (Perciformes : Sciaenidae) in the Kuwait waters of the Persian Gulf. Journal of ichthyological research. Springer Tokyo., 51(3) 263-268.
55. Dadzie, S., 2007. Vitellogenesis, oocyte maturation pattern, spawning rhythm and spawning frequency in *Otolithes ruber* (Schneider, 1801) (Sciaenidae) in the Kuwaiti waters of the Persian Gulf,. *Scientia marina*, 71(2), 239-248.
56. Dadzie, S., Mnyala, J. O. and Abou-Seedo, F., 2005. Aspects of the population dynamics of *Liza klunzingeri* in the Kuwait Bay. *Cybiurn*, 29(1), 13-20.
57. Davis, M. L., 2003. Assessment of the south Atlanticred porgy (*Pagrus pagrus*) population under a moratorium. Thesis submitted to the Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of science in fisheries and wildlife sciences, 168 p.
58. El-Halfawy, M. M., Amin, A. M. and Ramadan, A. M., 2007. Growth and reproduction of female brushtooth lizard fish *Saurida undosquamis* (Richardson) from the Gulf of Suez, Egypt. *E.U. Journal of Fisheries & Aquatic Sciences* 24(1-2), 143-148.
59. Euzen, O., 1987. Food habits and diet composition of some fish of Kuwait. *Kuwait Bulltein Marine Science* 9, 58-65.
60. FAO. 2007. The state of world fisheries and aquaculture 2006. Fisheries and Aquaculture Department, Rome., 162p.
61. FAO. 2009. The State of world fisheries and aquaculture 2008. Fisheries and Aquaculture Department, Rome, 176p.
62. FAO. 2010. The State of world fisheries and aquaculture 2009. Fisheries and Aquaculture Department, Rome, 197p.
63. Farmer, B. M., French, D. J. W., Potter, I. C., Hesp, S. A. and Hall, N. G., 2005. Determination of biological parameters for managing the fisheries for mullo way and silver trevally in western Australia. Centre for Fish and Fisheries Research Murdoch University, Murdoch Western Australia 6150, Fisheries Research and Development Corporation Report FRDC Project 2002/004, 150p.
64. Fennessey, S. T., 2000. Aspects of the biology of four species of sciaenidae from the east coast of South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50, 259-269.
65. Fischer, W. and Bianchi, G., 1984. FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Indian Ocean (Fishing Area 51). Prepared and printed by FAO , united Nations. Pages variable, 4.
66. Fishbase. 2010. [http://www.Fishbase.com/sumary/species_summary.phd?ID=4824 & genusname=Otolithes ruber](http://www.Fishbase.com/sumary/species_summary.phd?ID=4824&genusname=Otolithes+ruber).
67. Frédou, T., Ferreira, B. P. and Letourneur, Y., 2009. Assessing the stocks of the primary snappers caught in Northeastern Brazilian reef systems. 1: Traditional modelling approaches. *Fisheries Research* 99, 90-96.
68. Fry, F. E. J., 1949. Statistics of a lake trout fishery. *Biometrics*, 5, 27-67.
69. Gayanilo, F. C. J., and Pauly, D. 1997. The FAO-ICLARM stock assessment tools (FiSAT) reference manual. FAO Computerized Information Series (Fisheries), 262p.
70. Gayanilo, F. C. J., Sparee, P. and Pauly, D., 2002. The FAO-ICLARM stock assessment tools (FiSAT) user's guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries), 8, 126p.
71. Gröger, J. P., Winkler, H. and Rountree, R. A., 2007. Population dynamics of pikeperch (*Sander lucioperca*) and its linkage to fishery driven and climatic influences in a southern Baltic lagoon of the Darss-Zingst Bodden Chain. *Fisheries Research* 84, 189-201.
72. Grandcourt, E. M., Al Abdessalaam, T. Z., Francis, F. and Al Shamsi, A. T., 2005. Population biology and assessment of the orange-spotted grouper, *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822), in the southern persian Gulf. *Fisheries Research* 74, 55-68.
73. Haddon, M., 2001. Modelling and quantitative methods in Fisheries. . Chapman & Hall/CRC. New york., 424p.

74. Hoggarth, D., Mees, C., O'Neill, C., Hindson, J. and Krishna, M., 2005. A guide to fisheries stock assessment using the FMSP Tools. Marine Resources Assessment Group (MRAG), London, Centre for Environment Education, Ahmedabad, ISBN 81-86385-99-1, 91 p.
75. Hollowed, A. B., Bax, N., Beamish, R., Collie, J., Fogarty, M. and Livingston, P., 2000. Are multispecies models an improvement on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems? ICES Journal of Marine Science, 57, 707-719.
76. Horbowy, J., 2005. Assessing Baltic herring stocks with a model that incorporates migration. Fisheries Research 76, 266-276.
77. Ingles, J. and Pauly, D., 1984. An atlas of the growth, mortality and recruitment of Philippines fishes. ICLARM Technical Report, 13, 127p.
78. Iqbal, M., 1995. Stock assessment parameters of *Otolithes ruber* (Schneider, 1801) in Pakistan coastal waters. Pakistan Journal of Zoology, 27(2), 187-191.
79. Jaervalt, A., 1998. Estimation of fishing mortality and abundance of pikeperch *Stizostedion lucioperca* (L.) in lake Vortsjaerv, Estonia, by virtual population analysis. Limnologica, 28(1), 109-113.
80. Jaiswar, A. K., Chakraborty, S. K., Raja Prasad, R., Palaniswamy, R. and Bommireddy, S., 2003. Population dynamics of lizard fish *Saurida tumbil* (Teleostomi/Synodontidae) from Mumbai, west coast of India. Indian Journal of Marine Sciences, 32(2), 147-150.
81. Jensen, C. C., 2009. Stock status of spotted seatrout, *Cynoscion nebulosus*, in North Carolina, 1991-2006. North Carolina Division of Marine Fisheries P.O. Box 769 Morehead City, NC 28557-0769, 83p.
82. Jones, C. M. and Wells, B. K., 2001. Yield-per-recruit analysis for black drum, *Pogonias cromis*, along the east coast of the United States and management strategies for Chesapeake Bay. Fishery Bulletin 99, 328-337.
83. Jorgensen, T., 1990. Long-term changes in age at sexual maturity of Northeast Arctic cod (*Gadus morhua* L.) Journal du Conseil. Conseil International pour l'Exploration de la Mer 46, 235-248.
84. Kaitala, V., Jonzen, N. and Enberg, K., 2003. Harvesting strategies in a fish stock dominated by Low-frequency variability: The Norwegian Spring-spawning Herring (*Clupea harengus*). Marine Resource Economics, 18, 263-274.
85. Kanyerere, G. Z., 2003. Age, growth and yield-per-recruit analysis of ndunduma, *Diplotaxodon limnothrissa* (Teleostei: Cichlidae), in the Southeast Arm of Lake Malawi. A thesis submitted in fulfilment of the requirements for the degree of Master of Science of Rhodes University, 85p.
86. Katsukawa, T. and Matsumiya, Y., 1998. Fisheries management based on reproductive potential: An example for Chub Mackerel. Symposium on Fishery Stock Assessment Models, Fishery Stock Assessment Models, Alaska Sea Grant College Program • AK-SG-98-01, 999-1012.
87. Katsukawa, T., 2005. Evaluation of current and alternative fisheries management scenarios based on spawning-per-recruit (SPR), revenue-per-recruit (RPR), and yield-per-recruit (YPR) diagrams. ICES Journal of Marine Science, 62, 841-846.
88. Kawasaki, T., 1992. Climate-dependent fluctuations in the Far Eastern sardine population and their impacts on fisheries and society. In climate variability, climate change and fisheries, Edited by M. H. Glantz. Cambridge University Press, Cambridge, U. K., 325-355.
89. King, M., 2007. Fisheries biology, assessment and management. Second edition. Blackwell publishing, 382p.
90. Klungsoyr, J., Saetre, R., Foyn, L. and Loeng, H., 1995. Man's Impact on the Barents Sea. Arctic, 48(3), 279-296.
91. Kohin, S., Conser, R. and Sakagawa, R., 2006. Biological reference points for use by ISC. 6th Meeting of the ISC 23-27 March, La Jolla, California, U.S.A., 3p.
92. Krumme, U., Keuthen, H., Barletta, M., Villwock, W. and Saint-Paul, U., 2005. Contribution to the feeding ecology of the predatory wingfin anchovy *Pterengraulis atherinoides* (L.) in north Brazilian mangrove creeks. Journal Applied Ichthyology, 21, 469-477.
93. Lassen, H. and Medley, P., 2000. Virtual population analysis. A practical manual for stock assessment. FAO Fisheries Technical Paper, 400, 129p.
94. Lee, J. and Gates, J., 2007. Virtual population units: A new institutional approach to fisheries management. Marine Resource Economics, 22, 29-47.
95. Lilly, G., Parsons, D. G. and Kulk, D. W., 2000. Was the increase in shrimp biomass on the northeast Newfoundland shelf a consequence of a release in predation pressure from cod? Journal Northwest Atlantic Fishery Science, 27, 45-61.
96. Liu, K. M. and Cheng, Y. L., 1999. Virtual population analysis of the big eye *Priacanthus macracanthus* in the waters off northeastern Taiwan. Fisheries Research, 41, 243-254.
97. Liu, K. M., Changa, Y. T., Ni, I. H. and Jin, B. J., 2006. Spawning per recruit analysis of the pelagic thresher shark, *Alopias pelagicus*, in the eastern Taiwan waters. Fisheries Research, 82, 56-64.

98. Lleonart, J., 2002. Overview of stock assessment methods and their suitability to Mediterranean fisheries. 5th session of the SAC-GFCM, Rome.
99. Loeng, H., 1989. The influence of temperature on some fish population parameters in the Barents sea. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 9, 103-113.
100. Love, M. S. and Brooks, A., 1990. Size and age at first maturity of the California halibut *Paralichthys californicus*, in the southern California bight. *California Department of Fish and Game, Fishery Bulletin*, 174, 167-174.
101. Magnússon, K. G., 1999. Biological interactions in fish stocks: models and reality. *Rit Fiskideildar*, 16, 295-305.
102. Mateus, L. A. d. F. and Estupinan, G. M. B., 2002. Fish stock assessment of iraputanga *Brycon microlepis* in the Cuiaba river basin, Pantanal of mato grosso, Brazil. *Brazil Journal of Biology*, 62(1), 165-170.
103. Matheus, C. P. and Samuel, M., 1985. Stock assessment and management of Newaiby, Hamoor and Hamra in Kuwait. *Proceedings of the 1984 Shrimp and Fin Fisheries Management Workshop*. Kuwait Institute for Scientific Research, 67-115.
104. Matsuda, H. and Abrams, P. A., 2006. Maximal yields from multispecies fisheries system: Rules for systems with multiple throphic levels. *Ecological Applications*, 16(1), 225-237.
105. Mehanna, S. F., 2007a. Stock assessment and management of the Egyptian Sole *Solea aegyptiaca* Chabanaud, 1927 (Osteichthyes: Soleidae), in the southeastern Mediterranean, Egypt. *Turky Journal of Zoology*, 31, 379-388.
106. Mehanna, S. F., 2007b. A preliminary assessment and management of gilthead bream *Sparus aurata* in the Port Said fishery, the southeastern Mediterranean, Egypt. *Turky Journal of Fishery Aquatic Science*, 7, 123-130.
107. Mohamed, A. R. M., Ali, T. S. and Hussain, N. A., 1998. Fishery, growth and stock assessment of tigertooth croaker *Otolithes ruber* (Schneider) (sic) in the Shatt Al-Arab estuary, northwestern Persian Gulf. *Marina Mesopotamica*, 13(1), 1-18.
108. Myers, R. A., Fuller, S. D. and Kehler, D. G., 2000. A fisheries management strategy robust to ignorance: rotational harvest in the presence of indirect fishing mortality. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, 57, 2357-2362.
109. Myers, R. A., Hutchings, J. A. and J, B. N., 1997. Why do fish stocks collapse? The example of cod in Atlantic Canada. *Ecological Applications*, 7, 91-106.
110. Nair, K. V. S., 1980. Food and feeding habits of *Otolithes ruber* (Schneider , 1801) at Calicut. *Indian Journal Fisheries*, 26(182), 133-139.
111. Nakken, Q. and Raknes, A., 1987. The distribution and growth of northeast Arctic cod in relation to bottom temperature in the Barents sea, 1978-1984. *Fisheries Research*, 5, 243-252.
112. Nasir, N. A., 2000. The food and feeding relationships of the fish communities in the inshore waters of Khor Al-Zubair, northwest Persian Gulf. *Cybiu*, 24(1), 89-99.
113. Nelson, G. A., Chase, B. C. and Stockwell, J. D., 2006. Population consumption of fish and invertebrate prey by striped bass (*Morone saxatilis*) from coastal waters of northern Massachusetts, USA. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science* 36, 111-126.
114. Nelson, K. and Soule, M., 1987. Genetical conservation of exploited fishes. In N. Ryman and F. Utter (eds.), *Population genetics and fishery management*, p. 345-368. Univ. Washington. Seattle. WA, 420 p.
115. Novaluna, N. A., 1982. Morphometrics, biology and population dynamics of the croaker fish, *Otolithes ruber*, p. 38-55. In D. Pauly and A.N. Mines (eds.) *Small-scale fisheries of San Miguel Bay, Philippines*,. Biology and stock assessment. ICLARM Technical Reports 7, 124 p.
116. Nurul Amin, S. N., 2001. Studies on age and growth, VPA analysis and relative condition factor of *Harpodon nehereus*, from the neritic water of Bangladesh. *Online Journal of Biology Science*, 1(4), 192-194.
117. Ottersen, G., Kim, S., Huse, G., Polovina, J. J. and Stenseth, N. C., 2010. Major pathways by which climate may force marine fish populations. *Journal of Marine Systems* 79, 343-360.
118. Overholtz, W. J., 1999. Precision and uses of biological reference points calculated from stock recruitment data, . *North American Journal of Fisheries Management*, 19, 643-657.
119. Passoupathy, A. and Natarajan., R., 1987. Food and feeding habits of *Kathala axillaries* (Cuvier) and *Otolithes ruber* (Schneider). *Matsya*, 12(13), 152-161.
120. Pastor, O. T., 2002. Life history and stock assessment of African hind (*Cephalopholis teniops*) (Valenciennes, 1828) in Sao vicent-Sao nicolau insular shelf of the Cape verde Archipelago. *UNU - Fisheries Training Programme*, 45p.
121. Pauly, D., 1982. A method to estimate the stock - recruitment relationship of shrimps. *Transactions of American Fisheries Society*, 111(1), 13-20.
122. Pauly, D., 1989. Biology and management of tropical marine fisheries. . *Resource Management and Optimization*, 6(3), 253-271.

123. Pauly, D., Christensen, V., Johannes, D., Rainer, F. and Francisco, T., 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279, 860-863.
124. Pillai, P. K. M., 1983. On the biometry, food and feeding and spawning habits of *Otolithes ruber* (Schneider) from Porto Novo. *Indian Journal of Fisheries*, 30(1), 69-73.
125. Purtlebaugh, C. H., 2007. Relative abundance, growth and mortality of five estuarine age-0 fish in relation to discharge of the Suwannee River, Florida. A thesis presented to the graduate school of the University of Florida in partial fulfilment of the requirement for the degree of Master of Science, 43 p.
126. Ricker, W. E., 1981. Changes in the average size and average age of Pacific salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 38, 1636-1656.
127. Saetersdal, G. and Loeng, H., 1987. Ecological adaptation of reproduction in northeast Arctic cod. *Fisheries Research*, 5, 253-270.
128. SAFMC. 2001. Joint snapper-grouper advisory panel, assessment group, . SSC, and committee meeting, December 5, Wrightsville Beach, NC.
129. Sánchez, F. and Olaso, I., 2004. Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. *Ecological Modelling* 172, 151-174.
130. Sawusdee, A. and Songrak, A., 2009. Population dynamics and stock assessment of Blue swimming Crab (*Portunus pelagicus* Linnaeus, 1758) in the coastal area of Trang Province, Thailand. *Walailak Journal Science and Technology* 6(2), 189-202.
131. Scharf, F. S. and Schlicht, K. K., 2000. Feeding Habits of Red Drum (*Sciaenops ocellatus*) in Galveston Bay, Texas: Seasonal Diet Variation and Predator-Prey Size Relationships. *Estuaries* 23(1), 128-139.
132. Schultz, N., 1992. Preliminary investigations on the population dynamics of *Otolithes ruber* (Sciaenidae) on Sofala Bank, Mozambique. *Revista de Investigacao Pesqueira* (Maputo), 21, 41-49.
133. Smith, M. and Heemstra, P. C., 1986. *Smiths sea fishes*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York, 1046p.
134. Sparre, P. and Venema, S. C., 1998. Introduction to tropical fish stock assessment Part 1, Manual., FAO Fisheries technical paper No.306.1, Rev.2, Rome., 433 p.
135. Sun, C. L., Wang, S. P., Porch, C. E. and Yeh, S. Z., 2005. Sex-specific yield per recruit and spawning stock biomass per recruit for the swordfish, *Xiphias gladius*, in the waters around Taiwan. *Fisheries Research* 71, 61-69.
136. Thunberg, E. C., Brannan, A. D. and Taylor, T., 1993. Commercial fishing revenue losses under harvest restrictions: the case of the Florida red drum. *Society and Natural Resources*, Vol. 6, 181-194.
137. Tuomikoski, J. T., Rudershausen, P. J., Buckel, J. A. and Hightower, J. E., 2008. Effects of age-1 striped bass predation on juvenile fish in western Albemarle Sound. *Transactions of the American Fisheries Society* 137, 324-339.
138. Ueda, Y., Matsuishi, T. and Kanno, Y., 2001. Weight-based population analysis: an estimation method. *Fisheries Research* 50, 271-278.
139. Ueng, J. P., Huang, B. Q. and Mok, H. K., 2007. Sexual Differences in the Spawning Sounds of the Japanese Croaker, *Argyrosomus japonicus* (Sciaenidae). *Zoological Studies*, 46(1), 103-110.
140. Vaughan, D. S., Smith, J. W. and Prager, M. H., 2000. Population Characteristics of Gulf Menhaden, *Brevoortia patronus*. NOAA Technical Report NMFS, 149, 119p.
141. Waggy, G. L., Brown-Peterson, N. J. and Peterson, M. S., 2006. Evaluation of the reproductive life history of the sciaenidae in the Gulf of Mexico and Caribbean Sea: "Greater" versus "Lesser" Strategies? *57th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 263-281.
142. Weizhong, C., Changsong, L. and Fen, H., 2003. Application and improvement of virtual population analysis (VPA) in stock assessment of *Thamnaconus septentrionalis*. *Journal Fisheries of China* 24(6), 522-526.
143. Whipple, S. J., Link, J. S., Garrison, L. P. and Fogarty, M. J., 2000. Models of predation and fishing mortality in aquatic ecosystems. *Fish and Fisheries*, 1(1), 22-40.
144. Woodrow, M., 1998. A case study of fisheries reduction programs during the northern cod moratorium. *Ocean and Coastal Management* 39, 105-118.
145. Worm, B. and Myers, R. A., 2003. Meta-analysis of cod- shrimp interactions revealw top-down control in Oceanic food webs. *Ecology*, 84(1), 162-173.
146. Xiao, Y., 2007. The fundamental equations of multi-species virtual population analysis and its variants. *Ecological modelling*, 201, 477-494.
147. Ying-Chou, L. and Chiang, L. H., 1996. An updated virtual population analysis of the Indian Ocean albacore stock, 1980-1992., *Proceedings of the sixth Expert Consultation on Indian Ocean Tunas*, Colombo, Sri Lanka, 25-29-September 1995, Anganuzzi, A.A. (ed.); Stobberup, K.A. (ed.); Webb, N.J.-(ed.) Colombo, Sri-Lanka IPTP, 9, 267-278.

148. Zhao, B. and McGovern, J. C., 1997. Temporal variation in sexual maturity and gear-specific sex ratio of the vermillion snapper *Rhomboplites aurorubens*, in the South Atlantic Bight. *Fishery Bulletin*, 95(4), 837-848.
149. Zhao, B., McGovern, J. C. and Harris, P. J., 1997. Age. growth, and temporal change in size-at-age of the vermillion snapper from the South Atlantic Bight. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126, 181-193.

Abstract:

In present research, stock assessment of *Otolithes ruber* was carried out using Virtual Population Analysis (VPA) method with an emphasis on the effect of predation by this species on shrimp stock in the coastal waters of North-West Persian Gulf. Maturity, length, age, growth parameters and length-weight relation of 2117 fish with length range of 6-59 cm were studied during 2007-2008. For stock assessment, Ten years catch data from 2002-2012 and length frequency data from fisheries statistic program and fisheries research biometric information for converting to age frequency were used respectively. The maximum age for *O. ruber*, was estimated 6 years. The age and length at first maturity were 1.55 (year) and 28 (cm) respectively. Growth parameters based on von Bertalanffy equation, L_{∞} , K and t_0 were estimated 67.57 cm, 0.27 year and -0.43 respectively. The mean catch length obtained in this period was 27 cm. The total, natural and fisheries mortality and exploitation rate were estimated to be 1.11, 0.56, 0.55, 0.50 respectively. The trend of exploitation rate did not show complete exploitation of this fish over in the last ten years study period. Length frequency analysis indicated homogenous distribution of length groups. The results of VPA showed similar fluctuation between the number and stock biomass and the number and weight of catch. According to VPA the highest fisheries mortality was observed in the age classes 4, 5 and 6. Fisheries mortality showed a strong and negative correlation with spawning stock biomass and strong and positive correlation with exploitation rate. Percentage spawning potential and SSB/R showed that they are lower in the some years in the range of biological reference points. In some year's fisheries mortality was more than precautional and median mortality indicating complete exploitation in those years. Prediction of population indices of *O. ruber* for next 15 years showed that if fisheries mortality remained at the current status, a descending trend would be observed in these indices. Y/R showed that the stock of this fish is not under full exploitation and by increasing average length more yield could be obtained. But according to VPA and reference points results sustainable stocks need actual planning by fishery managers. The food content of *O. ruber* showed that the ration of shrimp consumption to stock biomass was 2.7 and the ratio of both shrimp and fish consumption with stock biomass was 5. Consumption of shrimp was the highest in 2 and 3 year old fish. Though there was a weak correlation between prey and predator frequency there was no interaction between them.

Key words: Virtual population analysis models of *Otolithes ruber* stocks and comparison between prey biomass consumed and that harvested in North-West Persian Gulf

بخش دوم: بررسی وضعیت ذخیره میگوی سفید در سواحل استان خوزستان

چکیده

بررسی پویایی جمعیت و ضریب بهره برداری میگوی سفید (*Metapenaeus affinis*) در سواحل استان خوزستان در دو منطقه لیفه- بوسیف و بحرکان طی یک دوره ۵ ماهه از شهریور تا دی ماه ۱۳۹۰ اجرا شد. در طول مدت اجرای این پروژه بیش از ۲۲۰۰ عدد میگو زیست سنجی گردید. میانگین دادهای طولی برای میگوی نر و ماده به ترتیب 10.24 ± 1.18 ، 9.8 ± 0.86 و میانگین وزنی در نرها 6.70 ± 1.64 و در ماده ها 8.14 ± 2.9 بود. رابطه طول و وزن میگوی نر ($n=1084, R^2=0.71$) $TW=0.024TL^{2.44}$ و میگو ماده ($n=1081, R^2=0.81$) $TW=0.011L^{2.80}$ نتیجه شد و رابطه طول و وزن میگوسفید در سطح 0.05 معنی دار بود. شاخص های رشد میگوی سفید به ترتیب طول بی نهایت $L_{\infty}=14/73$ (cm)، ضریب رشد $K=1/1$ ($year^{-1}$) و زمان طول صفر $t_0=-0.02$ سال محاسبه شد. میزان مرگ و میر طبیعی، صیادی، کل و ضریب بهره برداری به ترتیب $2/67$ ، $1/68$ ، $4/35$ و $0/61$ به ازای سال بدست آمد. میزان تولید به ازای احیاء در زمان حاضر (Y'/R_p)، $0/14$ و میزان بیوماس نسبی به ازای احیاء در زمان حاضر (B'/R_p)، $0/085$ و ضریب بهره برداری محصول حداکثر $E_{max}=0/38$ بدست آمد. میزان حداکثر محصول پایدار (تن) $MSY=600$ و حداکثر تلاش صیادی محصول پایدار حدود $f_{msy}=46100$ روز صید حاصل شد. این تحقیق نشان می دهد که میزان برداشت سالانه از ذخیره میگوی سفید به بیش از حداکثر میزان خود رسیده و جهت کاهش میزان صید و تلاش صیادی بایستی تدابیری اندیشیده شود.

کلمات کلیدی: میگوی سفید، پویایی شناسی جمعیت، بهره برداری، استان خوزستان، ایران

۱- مقدمه:

کشور ما بواسطه موقعیت جغرافیایی خاص و دارا بودن کیلومترها مرز آبی در جنوب و شمال از توانایی های بالقوه و ارزشمندی جهت تامین پروتئین مصرفی ، ارز آوری و ایجاد اشتغال و احداث کارخانجات تبدیلی و تکمیلی برخوردار است. بنابر این شناخت منابع و ذخایر قابل بهره برداری آبهای کشور از لحاظ زیست شناسی، پویایی شناسی، ارزیابی ذخایر اقتصادی و اجتماعی و فرهنگی جهت طرح ریزی برنامه های توسعه شیلات و صنعت صید اهمیت ویژه ای دارد. از آنجایی که برنامه شیلات افزایش میزان صید و بهره برداری هرچه بیشتر و بهتر از منابع آبی است، می توان گفت: بدون شناخت علمی و دقیق از وضعیت منابع و ذخایر ، طرح ریزی و تدوین برنامه های مدیریتی موفقیت آمیز نخواهد بود. لذا تحقیقات گسترده و همه جانبه در رابطه با جنبه های مختلف این ذخایر می تواند راهگشای بسیاری از مشکلات باشد.

انسانها از سالیان بسیار دور به صیادی مشغول بوده اند ، ولی در ۵۰ سال اخیر صید جهانی روند روبه رشدی داشته است و علت آن رشد جمعیت جهانی، نیاز بیشتر به غذا و بهبود تکنولوژی صید ، عمل آوری ، حمل و نقل، توزیع و فروش بوده است . همزمان با افزایش توان صید، رقابت بین صیادان ، کشتی ها و دولتها بیشتر شده که در نهایت باعث کاهش تولید ماهی ، درآمد، اشتغال و در نهایت اثرات نامطلوب فرهنگی و اجتماعی می گردد و این دلیل روشنی است که چرا دولتها بایستی به تنظیم بهره برداری و صید خود اقدام نمایند. مدیریت شیلاتی نیازمند، مدیرانی است که بروی اهداف مشخصی کار نماید و این اهداف می تواند: بیولوژیکی ، اقتصادی و یا فرهنگی و اجتماعی باشد و در نتیجه یک مدیر شیلاتی بایستی بین اجزاء مختلف موثر بر صید نظم مناسبی برقرار نماید (Jenning et al., 2000).

۷۰ درصد منابع ماهیگیری اصلی جهان یا در بالاترین سطوح قابل برداشت خود هستند و یا در حال کاهش تولید هستند. ۳۰ درصد مابقی هنوز در حال توسعه هستند و هیچ ماهیگیری در سطوح بهره برداری پایین وجود ندارد و (Garicia and Newton 1994) به نتایج مشا بهی رسیدند بطوری که ۴۴ درصد ذخائر که مورد ارزیابی رسمی قرار

گرفته‌اند، شدیداً تحت بهره برداری قرار دارند. ۱۶ درصد در معرض صید بی‌رویه، ۶ درصد دچار فروپاشی شده‌اند و ۳ درصد نیز آهستگی در حال بازسازی هستند. بدین ترتیب ۶۹ درصد ذخائر شناخته شده صیادی نیازمند اقدامات و مدیریت فوری هستند (FAO, 2001). بنظر می‌رسد وضعیت ماهیگیری در خلیج فارس و دریای عمان جدای از وضعیت جهانی نیست.

FAO (2005) میزان صید کل میگو را بیش از ۲/۶ میلیون تن ارزش حدود ۱۰ میلیارد دلار اعلام نمود، در حالی که در سال ۱۹۹۶ میزان صید کل میگو را کمتر از ۱ میلیون تن ارزش حدود ۶ میلیارد دلار بوده است. در سال های ۱۹۹۶ تا ۲۰۰۵ روند رو به رشد میزان صید و تجارت جهانی میگو کاملاً مشخص است، صید گونه های سخت پوست بعثت قیمت بالایشان دارای اهمیت جهانی است و این افزایش اهمیت گونه های سخت پوست به خصوص میگو، نیاز به ارزیابی ذخایر و مدیریت شیلاتی را بیش از پیش نمایان می سازد.

اصولاً از سالهای بسیار دور صید میگو مورد توجه ساحل نشینان خلیج فارس بوده است. به طوری که این عمل هم به لحاظ تأمین بخشی از پروتئین غذای روزانه و هم تأمین بخشی از ما یحتاج عمومی و امرار معاش صیادان که از طریق خشک نمودن و نمک سود کردن مقداری از صید استحصالی خود و ارائه به بازارهای محلی و مناطق همجوار صورت می گرفت انجام می شده است.

با توسعه تکنولوژی صید و ارتباطات، میگوی خلیج فارس در بازارهای جهانی راه یافت و با توجه به بازار پسندی که پیدا کرد، نقش مهمتری را در کنار سایر آبزیان به خود گرفت، در نتیجه صیادان توجه بیشتری را نسبت به صید آن معطوف داشتند تا جائی که در فصول صید میگو طی سالهای اخیر، رقابت های زیادی را در میان صیادان، شناورهای صیادی و شرکتهای جمع آوری کننده صید ایجاد نموده است. این موضوع اهمیت مدیریت دقیق صید و حراست از ذخایر آن را بیش از پیش آشکار می سازد تا نه تنها زمینه بهره برداری پایدار و مستمر اقتصادی از ذخایر این آبزی میسر گردد بلکه حداکثر برداشت بهینه اقتصادی در هر مقطع زمانی در فصل آزادی صید امکان پذیر گردد. برای اعمال این مدیریت ایجاب می نماید تا به عنوان اولین گام نسبت به تعیین

زمان و فرصت دهی لازم به آبرزی جهت تخم‌ریزی و حفظ و نگهداری جمعیت لازم با توجه به میزان هم آوری و قدرت تخم‌ریزی این آبرزی جهت بازسازی جمعیت توده زنده آن در سال آتی در هر فصل صید، حفاظت از مناطق نوزادگاهی این آبرزی اقدامات لازم به عمل آید که این امر در گرو شناخت عادات و شرایط زیستی و اکولوژیکی هر گونه از این آبرزی در مناطق و زمانهای مختلف می باشد. در این راستا وجود اطلاعات و بررسی های علمی، تحقیقاتی در خصوص شناخت همه جانبه این آبرزی در زمان و مکان های مختلف نقش بسزایی را در تحقق دو هدف فوق و تسریع در حصول نتایج ایفا می نماید. به طوری که هر چه عمق این اطلاعات بیشتر و دقت آن بالاتر باشد تصمیم گیری در خصوص مدیریت صید و ذخایر و اعمال تدابیر لازم و به موقع را آسانتر می سازد.

ذخایر میگو در آبهای جنوبی کشور (شامل خلیج فارس و دریای عمان) نه تنها به دلیل ارزش غذایی و میزان ارزآوری آن-که نقش بسزایی در اقتصاد کشور دارد-بلکه در صنعت تکثیر و پرورش نیز از جایگاه خاصی برخوردار است؛ بنابراین می توان گفت یکی از محورهای اصلی توسعه در بخش شیلات جنوب کشور را به خود اختصاص داده است. از طرفی با توجه به نقش کلیدی این ذخایر از نظر بوم شناسی در اکوسیستم های دریایی بویژه آبریان کفزی، و تأمین غذای بسیاری از گونه های تجاری کفزی همچنین به دلیل برداشت سالیانه از ذخایر این آبریان و قرار داشتن میگو در شمار آبریان کوتاه عمر، دقت نظر بیشتر درخصوص بررسی ابعاد زیستی، بوم شناسی و همچنین ارزیابی ذخایر جمعیت میگو ضروری است. بدین منظور پژوهش حاضر به منظور دستیابی به اهداف پیش گفته، به بررسی زیستگاههای میگوی سفید *Metapenaeus affinis* که یکی از گونه های مهم در استان خوزستان بوده و هر ساله در طول فصل صید میگو در استان از نظر میزان صید رتبه دوم بعد از میگوی سبز به خود اختصاص می دهد (انصاری و همکاران، ۱۳۸۲) پرداخته است.

میگوی سفید (*Metapenaeus affinis*) با نام انگلیسی *Jinga shrimp* در خلیج فارس و دریای عرب تا جنوب هند و

سریلانکا یافته شده و به سمت شرق تا فلیپین و تایوان گسترش دارد (Fischer & Bianchi, 1984)

مهمترین گونه های میگو در خلیج فارس را میگوهای خانواده پنائیده تشکیل می دهند که در بازارهای جهانی مقبولیت آنها از دیگر میگوها بیشتر بوده و به همین دلیل مطالعات گسترده ای در زمینه گونه های این خانواده انجام گرفته است.

میگوی سفید یکی از سه گونه مهم میگوی پنائیده در آبهای بوشهر و خوزستان محسوب می شود و هر چند که در مناطق دیگر خلیج فارس در ترکیب صید موجود بوده اما به دلیل وجود ذخایر میگوی بیری سبز *Penaeus semisulcatus* و میگوی موزی *P. merguensis*، ارزش اقتصادی آن در این مناطق کمتر است (انصاری و همکاران، ۱۳۸۲).

میزان صید میگو در آبهای خوزستان در سال ۱۳۷۲ برابر ۱۲۲۸ تن و در سال ۱۳۹۰ به ۲۸۶۲ تن رسیده است. میانگین ده ساله آن (۱۳۹۰-۱۳۸۱) در حدود ۲۰۶۶ تن تخمین زده شده است (برنامه آماری شیلات خوزستان). با توجه به اهمیت میگوی سفید که از بیشترین میزان صید در بین میگوهای منطقه برخوردار است این مطالعه با اهداف زیر به اجرا در آمده است.

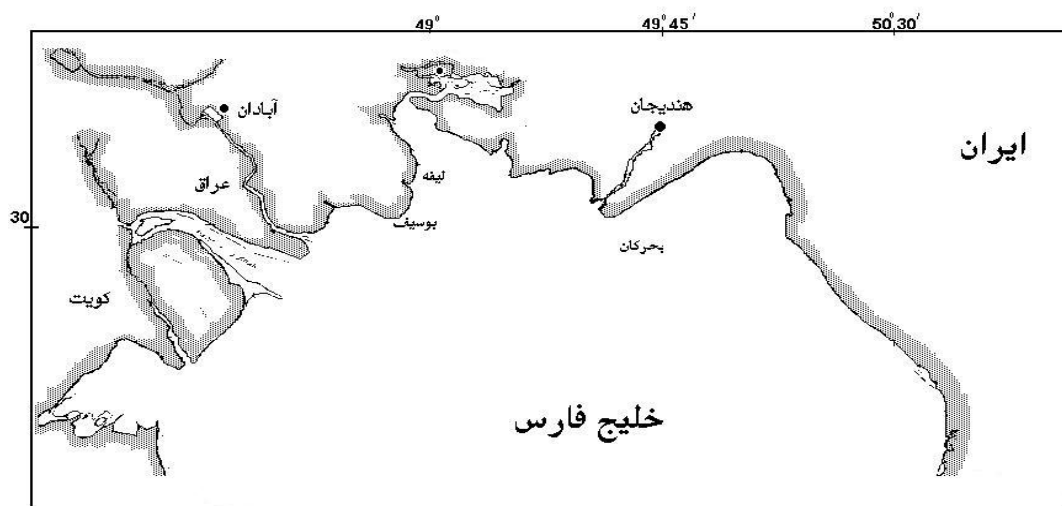
۱- تعیین پارامترهای بیولوژیک اصلی میگوی سفید از جمله خصوصیات رشد

۲- تعیین وضعیت جمعیت در گذشته و حال و پیش بینی آینده آن

۳- تعیین نقاط مرجع بیولوژیکی ذخیره جهت برداشت پایدار میگوی سفید

۲- مواد و روش ها:

نمونه برداری بصورت هفتگی در زمان فصل صید میگو در ایستگاه های لیفه و بوسیف با طول جغرافیایی '۴۵° و '۴۸° شرقی و عرض جغرافیایی '۰۵° و '۳۰° شمالی و بحرکان با طول جغرافیایی '۵۵° و '۴۹° شرقی و عرض جغرافیایی '۱۰° و '۳۰° شمالی بوسیله ترال انجام گرفت. بررسی پارامترهای رشد، مرگ و میر و رابطه طول-وزن میگوی سفید (*Metapenaeus affinis*) در سواحل استان خوزستان در دو منطقه لیفه و بوسیف و بحرکان طی یک دوره ۶ ماهه از مرداد تا دی ماه ۱۳۹۰ اجرا شد (شکل ۱-۲). طول مدت اجرای پروژه در حدود ۲۲۰۰ عدد میگو بیومتری گردید. همچنین اطلاعات میزان صید از برنامه آماری شیلات استان استخراج گردید.



شکل ۱-۲: موقعیت ایستگاههای نمونه برداری میگوی سفید (*Metapenaeus affinis*) در آبهای ساحلی خوزستان

محاسبه پارامترهای رشد (Growth Parameteres):

مطالعه رشد آبزیان به معنای پیدا کردن رابطه بین طول و سن است. تمام روشهای آنالیزی ارزیابی ذخایر و دینامیک جمعیت و مدیریت آبزیان، اساساً بر مبنای همین اطلاعات است.

معادله رشد وان بر تالنفی (The Von Bertalanffy growth equation):

معادله وان بر تالنفی به صورت زیر است:

$$L_t = L_{\infty}(1 - \exp(-k(t - t_0)))$$

L_{∞} طول بینهایت حداکثر طولی است که یک آبزی می تواند به آن برسد.

K پارامتر انحناء (Curvature Parameter) می باشد و نشان دهنده سرعت رسیدن ماهی به L_{∞} می باشد. در گونه های دارای طول عمر زیاد، مقدار K پائین است و منحنی رشد پهن تر است و چندین سال زمان لازم است تا به L_{∞} برسد.

t_0 نشان دهنده زمانی است که ماهی در آن زمان، طول معادل صفر داشته است. این تعریف از نظر زیست شناسی بی معنی است زیرا که رشد ماهی با تخم گشایی شروع می شود که در آن زمان دارای طول بزرگتر از صفر است. این تعریف تنها جنبه تئوریکی دارد (Sparre and Venema, 1998).

محاسبه L_{∞} :

L_{∞} به عنوان طول حداکثری که ماهی های موجود در ذخیره (Stock) می توانند به آن برسند، تعریف می شود.

روشهای مختلفی برای محاسبه L_{∞} وجود دارد (Sparre and Venema, 1998) که عبارتند از:

۱- در نمونه برداری های کوچک، طول بزرگترین ماهی مساوی L_{∞} در نظر گرفته می شود.

۲- در نمونه برداری های بسیار بزرگ، میانگین طول حدود ۱۰ عدد از پیرترین ماهیها به عنوان L_{∞} در نظر گرفته می شود.

۳- شاید بهترین روش برآورد L_{∞} ، نمودار پاول-ودرال (Powell-Wetherall plot) باشد. در مطالعه حاضر، L_{∞} از روش سوم محاسبه گردید.

معادله رگرسیون پاول-ودرال به صورت زیر است:

$$L - L' = a + b L'$$

$$L_{\infty} = a / b$$

$$Z / K = -(1 + b) / b$$

محاسبه K به روش Shepherd

K نیز همانند L_{∞} ، از پارامترهای رشد معادله وان برتالنفی VBGF است (Von Bertalanffy Growth Function). پس از محاسبه L_{∞} ، با استفاده از نرم افزار رایانه ای FiSAT II (Gayani et al., 2002) ، K سالیانه را محاسبه می‌نمائیم. برنامه شیفرد موجود در برنامه FiSAT ، بهترین پارامتر انحناء K منطبق بر هیستوگرام های طولی را محاسبه می‌کند. علاوه بر این روش ، K از معادله پاول-ودرال هم قابل محاسبه است. که با محاسبه مقدار مرگ و میر کل و رابطه موجود می‌توان K را نیز محاسبه نمود.

$$Z / K = -(1 + b) / b$$

تست فایم پریم مونرو (Φ'):

برای مقایسه نتایج بدست آمده از طول بینهایت و ضریب رشد ، نمی‌توان آنها را تک به تک با یکدیگر مقایسه کرد ؛ بلکه برای تعیین درصد اعتبار محاسبات بدست آمده ، باید منحنی های رشد را با یکدیگر مقایسه کرد. برای این کار از تست معروف فایم پریم مونرو استفاده می‌کنند ، که دارای رابطه زیر می‌باشد (Sparre and Venema, 1998).

$$\Phi' = \text{Log } k + 2\text{Log } (L_{\infty})$$

محاسبه t_0 :

میزان بهینه t_0 براساس فرمول تجربی پایولی محاسبه گردید (Pauly , 1980).

$$\log(-t_0) = -0.3922 - 0.2752 \log L_{\infty} - 1.038 \log k$$

معادله معکوس وان برتالان فی (Inverse Von Bertalanffy equation):

با به دست آوردن معادله رشد وان برتالان فی، با استفاده از معادله آن، می توان سن آبیزی مورد مطالعه را در طولهای مختلف محاسبه کرد. حالت کلی این معادله به صورت زیر است:

$$t_L = t_0 - (1/k) \ln (1 - L_t / L_{\infty})$$

در این معادله، t_L سن میگوی سفید در طول L_t و L_{∞} طول کل میگوی سفید است L_{∞} ، K ، t_0 پارامترهای معادله رشد وان برتالان فی هستند (Sparre and Venema, 1998).

محاسبه ضریب مرگ و میر کل (Z):

روشهای مختلفی برای محاسبه ضریب مرگ و میر کل در آبیان ارائه شده است. در برخی از این روشها، با کمک پارامترهای رشد محاسبه شده، اطلاعات طولی به اطلاعات سنی تبدیل شده و محاسبات Z انجام می گیرد. برآورد میزان مرگ و میر کل در آبیان برای انجام محاسبات دیگر، بخصوص میزان بهره برداری از ذخایر، بسیار مهم می باشد.

(a) روش تبدیل فراوانی طولی به منحنی صید^{۱۴۹} (Gayani et al., 2002)

این روش با استفاده از پارامترهای رشد محاسبه شده برای گونه آبیزی مورد بررسی و تبدیل طول میانه هر گروه طولی به سن نسبی، میزان مرگ و میر کل را محاسبه می کند. نسبت تعداد ماهی در هر گروه طولی به صورت ماهیانه محاسبه می گردد. در این روش صرف نظر از تعداد کل ماهیان نمونه برداری شده، نمونه های هر ماه با وزن مساوی در نظر گرفته می شوند. نسبتهای حاصل شده برای هر گروه طولی (N) بر مدت زمانی که لازم است تا

^{۱۴۹}Length Converted Catch Curve

آبزی رشد کند و از طول کرانه پائین به کرانه بالا گروه برسد، تقسیم می‌شود. این روش، با توجه به اینکه رشد آبزی خطی نیست و در صورت داشتن طول بزرگتر، مدت زمان بیشتری لازم دارد تا در گروه طولی مربوطه رشد کند، صحیح می‌باشد. سپس با رسم لگاریتم طبیعی $\Delta N / \Delta t$ به ازای سن نسبی مربوطه و رگرسیون خطی که منطبق بر بخش نزولی (سمت راست) منحنی صید باشد تعیین می‌شود (Sparre and Venema, 1998).

محاسبه ضریب مرگ و میر طبیعی (M):

مرگ و میر طبیعی، مرگ و میر در اثر عوامل غیر از صیادی است. این عوامل عبارتند از عوامل محیطی مثل شکار شدن توسط آبزیان دیگر، گرسنگی، استرس ناشی از تغییرات جوی و عوامل درونی مثل بیماریها، کهولت سن. از آنجائیکه اندازه گیری مستقیم ضریب مرگ و میر طبیعی (M) غیر ممکن می‌باشد، تلاش شده تا کمیت‌هایی که با M متناسب هستند و اندازه گیری آنها امکان پذیر است، شناسایی شوند. پارامتر انحناء رشد وان برتالنفی K با طول عمر آبزیان ارتباط مستقیمی دارد. علاوه بر این مرگ و میر طبیعی با L_{∞} نیز در ارتباط است. چون هر چه L_{∞} بیشتر باشد آبزی بزرگتر است و در نتیجه شکارچیان کمتری نسبت به آبزیان کوچکتر دارد. یکی دیگر از کمیت‌هایی که روی مرگ و میر طبیعی اثر می‌گذارد، دمای محیط آبی است. فرمول تجربی پائولی، M را طوری محاسبه می‌کند که متناسب با هر سه کمیت K، L_{∞} و T، است.

در مطالعه حاضر ضریب مرگ و میر طبیعی (M) با استفاده از فرمول تجربی پائولی محاسبه شده است:

$$\ln(L_{\infty}) = 0.0152 - 0.279 \ln(L_{\infty}) + 0.6543 \ln(K) + 0.463 \ln(T)$$

M ضریب مرگ و میر طبیعی سالیانه، L_{∞} طول بی‌نهایت ماهی بر حسب سانتیمتر، K پارامتر انحناء رشد وان برتالنفی و T میانگین دمای محیطی است. در این معادله با توجه به رفتار گله ای میگوی سفید بایستی معادله بالا در یک ضریب ۰/۸ ضرب گردد و طبق نظر پائولی میزان مرگ و میر طبیعی ماهیان با رفتار گله ای ۲۰ درصد از ماهیان بدون رفتار گله ای کمتر است. (Pauly, 1980).

محاسبه ضریب مرگ و میر صیادی (F):

با دانستن میزان مرگ و میر کل و مرگ و میر طبیعی و با رابطه موجود، می توان ضریب مرگ و میر صیادی (F) را محاسبه نمود (King, 2007):

$$F = Z - M$$

محاسبه ضریب بهره برداری (E):

ضریب بهره برداری از معادله $E = F / Z$ محاسبه می شود. اگر E کوچکتر از ۰/۵ باشد، ذخیره مورد نظر کمتر از میزان بهینه مورد بهره برداری قرار گرفته است. اگر ذخیره بیشتر از میزان بهینه مورد بهره برداری باشد، مقدار E بیشتر از ۰/۵ خواهد بود. در واقع زمانی E بهینه است که میزان مرگ و میر صیادی برابر با مرگ و میر طبیعی باشد، یعنی $F = M$ در این صورت $E = ۰/۵$ می باشد (Gulland, 1979).

ارزیابی ذخایر:**روش تحلیلی انتخاب لبه چاقو^{۱۵۰} (به روش بورتون وهولت):**

ارزیابی ذخایر تحلیلی (روش بورتون وهولت) در برابر روشهای غیر تحلیلی (روش محصول مازاد) قرار دارد و در این روشها نیاز به اطلاعات چون L_c/L_∞ (بین ۰/۰۵ تا ۰/۹۵) و M/k (بین ۰/۱ تا ۹/۹۹) داشته و از کاربرد بیشتر و دقیق تری برخوردار است. در روش بورتون وهولت بعد از محاسبه پارمترهای L_c/L_∞ و M/K با کمک آنها میزان تولید نسبی به ازای بازسازی (Relative Yield Per Recruit) را در مقابل مرگ و میر صیادی یا ضریب بهره برداری جهت سال ۱۳۹۰ بدست می آید (Gayanilo et al., 2002). در این رابطه E ضریب بهره برداری، M ضریب مرگ و میر طبیعی، F ضریب مرگ و میر صیادی و L_c همان L_{50} می باشد.

$$Y/R = EU^{M/K} (-3U/(1+m) + 3U^2/(1+2m) + U^3/(1+3m))$$

^{۱۵۰} Knife-edge selection

$$M = (1 - E) / (M / U = 1 - (L_C / L_{\infty}))$$

$$K) = (K / Z)$$

$$E = F/Z$$

علاوه بر این می‌توان توده زندهٔ نسبی به ازای بازسازی^{۱۵۱} را با استفاده از رابطه زیر محاسبه نمود (Beverton and Holt, 1983).

$$B'/R = Y'/R / F$$

مدل تولید مازاد غیر تعادلی (Non-equilibrium surplus production model):

تولید مازاد یکی از روشهای ارزیابی ذخیره میگو با نامهای دیگری چون محصول مازاد یا مدل دینامیک توده زنده با فرض اینکه ذخیره آبری بیشتر از میزان برداشت است، میباشد. جهت ارزیابی ذخیره از روش های زیر، داده ها از برنامه آماری شیلات استان خوزستان مربوط به سال های ۱۳۷۲ تا ۱۳۸۸ جمع آوری گردید و براساس نیاز از آنها استفاده شد.

تولید مازاد بر دادههای صید و تلاش صیادی در زمانهای مختلف و با فرض اینکه نرخ صید، شاخص قابل اعتمادی از بیوماس است؛ تکیه دارد. این روش به دو قسمت مدل‌های تعادلی و غیر تعادلی تقسیم می‌شود. در روش تعادلی با فرض اینکه رشد جمعیت یا ذخیره به ازای زمان بصورت S شکل یا لجستیک می‌باشد، بوده و مدل غیر تعادلی فرض مدل تعادلی را نداشته و به دو قسمت خطا - فرآیند و خطا - مشاهده تقسیم می‌شود. در قسمت خطا - فرایند اندازه گیری دادهای تلاش صیادی و صید بدون انحراف بوده و تمامی خطاها مربوط به رشد ذخیره و اندازه ذخیره است و در قسمت خطا - مشاهده تمامی خطاها مربوط به دادهای صید و تلاش صیادی است. براساس مدل غیر تعادلی داریم (King, 2007):

$$B_{t+1} = B_t + rB_t(1 - B_t/B_{\infty}) - qf_tB_t$$

f_t = تلاش صیادی، B_t = بیوماس در زمان t ، B_{t+1} = بیوماس سال آتی، B_{∞} = بیوماس حداکثر ذخیره، r = نرخ ذاتی

افزایش جمعیت، q = ضریب قابلیت صید

مدل شبیه سازی پویایی یک توده زنده (A biomass dynamic simulation model):

در این مدل از پارامترهای بدست آمده از مدل تولید مازاد غیر تعادلی (q, r, B_{∞}) استفاده شده و صید در واحد تلاش و بیوماس به ازای تلاش صیادی دلخواه از آن نتیجه می گردد. یکی از کاربردهای این مدل، برآوردهای تقریبی از ذخیره به ازای تلاش های صیادی متفاوت که در مدیریت ذخیره کاربرد فراوان دارد، است. براساس مدل شبیه سازی پویایی یک توده زنده داریم (King, 2007):

$$B_{t+1} = B_t + rB_t(1 - B_t/B_{\infty}^{[0.6+0.8(RAND())]}) - C_t$$

۳- نتایج

میانگین کل سالیانه طولی، طول حداکثر و طول بی نهایت میگوی سفید در سالهای ۱۳۷۲ تا ۱۳۸۸ محاسبه شد (جدول ۳-۱).

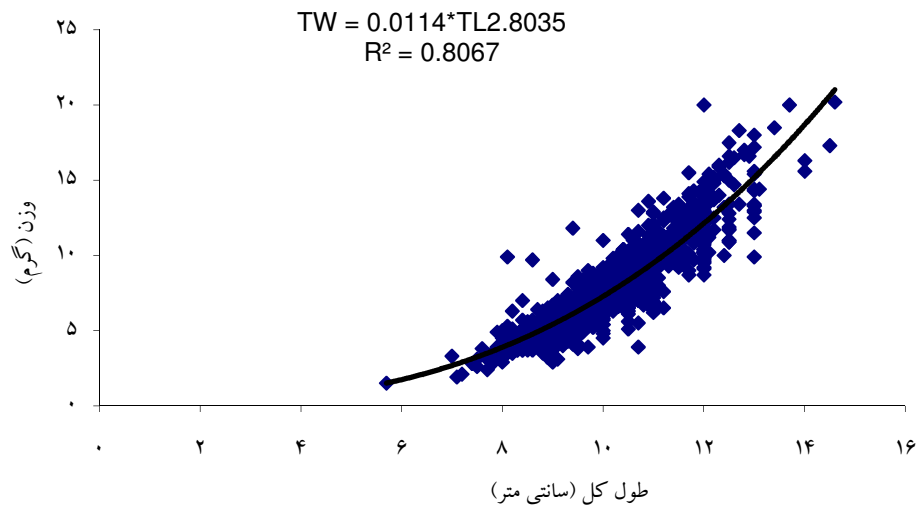
جدول ۳-۱: میانگین طول، طول حداکثر و طول بی نهایت میگوی سفید در سالهای ۱۳۷۲-۱۳۸۸

| سال | طول بی نهایت (سانتی متر) | طول حداکثر (سانتی متر) | میانگین طول (سانتی متر) |
|------|-----------------------------|---------------------------|----------------------------|
| ۱۳۷۲ | ۲۰ | ۱۹ | ۱۱/۱۸ |
| ۱۳۷۳ | ۲۰ | ۱۹ | ۱۱/۸۴ |
| ۱۳۷۴ | ۱۸ | ۱۷ | ۱۲/۱۱ |
| ۱۳۷۵ | ۱۹ | ۱۸ | ۱۱/۶ |
| ۱۳۷۶ | ۱۷ | ۱۶ | ۱۱/۳۵ |
| ۱۳۷۷ | ۱۸ | ۱۷ | ۱۱/۴۶ |
| ۱۳۷۸ | ۱۷ | ۱۷ | ۱۱/۶۸ |
| ۱۳۷۹ | ۱۸ | ۱۶ | ۱۱/۴۶ |
| ۱۳۸۰ | ۱۶ | ۱۷ | ۱۳/۰۷ |
| ۱۳۸۱ | ۱۷ | ۱۵ | ۱۱/۲۲ |
| ۱۳۸۲ | ۱۶ | ۱۶ | ۱۱/۰۴ |
| ۱۳۸۳ | ۱۷ | ۱۵ | ۱۱/۳۳ |
| ۱۳۸۴ | ۲۰ | ۱۹ | ۱۱/۹۳ |
| ۱۳۸۵ | ۱۶ | ۱۵ | ۱۱/۰۴ |
| ۱۳۸۶ | ۱۶ | ۱۵ | ۱۱/۳۸ |
| ۱۳۸۷ | ۱۹ | ۱۸ | ۱۰/۸۷ |
| ۱۳۸۸ | ۱۶ | ۱۵ | ۱۰/۷۴ |

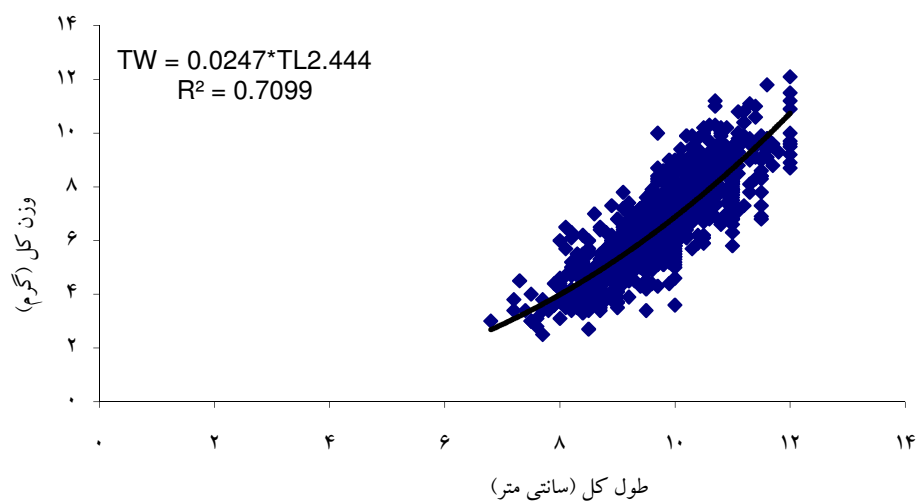
رابطه طول کل و وزن بدن برای تعیین رابطه طول کل و وزن بدن، میگوی سفید (نر و ماده) سال ۱۳۹۰ مورد

زیست سنجی قرار گرفت (شکل ۳-۱ و ۳-۲). رابطه طول و وزن در هر دو جنس در سطح ۰/۰۵ معنی دار بوده

است. میزان b با ۳ اختلاف معنی داری در دو جنس نشان نمی دهد ($p > 0.05$).



شکل ۱-۳: رابطه طول - وزن میگوی سفید ماده در سواحل خوزستان در سال ۱۳۹۰

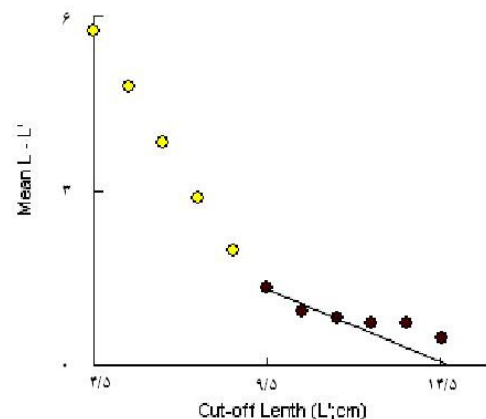


شکل ۲-۳: رابطه طول - وزن میگوی سفید نر در سواحل خوزستان در سال ۱۳۹۰

- محاسبه L_{∞} :

برای تعیین پارامترهای رشد و مرگ و میر از داده‌های فراوانی طولی در سال ۱۳۹۰ استفاده گردید. با استفاده از اطلاعات فراوانی طولی میگوی سفید بیومتری شده در سال ۱۳۹۰ و رسم رگرسیون پاول - ودرال بدست

آورده شد (شکل ۳-۳). پس از رسم منحنی صید کاذب و بدست آوردن معادله رگرسیونی خط رسم شده، L_{∞} محاسبه گردید و میزان طول بی نهایت برابر $۱۴/۷۳$ سانتی متر بدست آمد. طول بی نهایت بدست آمده از این روش به عنوان درون داد برای دیگر محاسبات برنامه FiSAT بکار گرفته می شود.

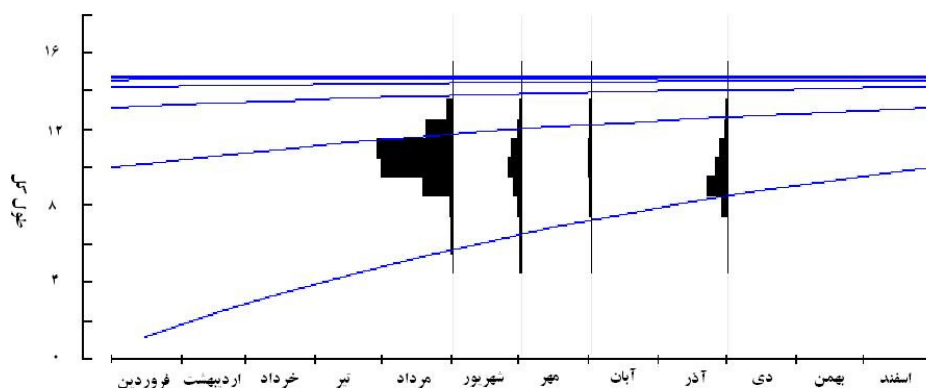


شکل ۳-۳: نمودار پاول ودرال میگوی سفید در سواحل خوزستان در سال ۱۳۹۰

- محاسبه K :

پس از مشخص شدن مقدار L_{∞} ، این مقدار به عنوان درون داد به برنامه شیفرد (FiSAT II) داده شد. سپس با کمک زبانه جستجو مناسب ترین منحنی منطبق بر هیستوگرامهای فراوانی - طولی ماهیانه رسم و میزان $K = ۱/۱$ سالیانه مشخص گردید (شکل ۳-۴).

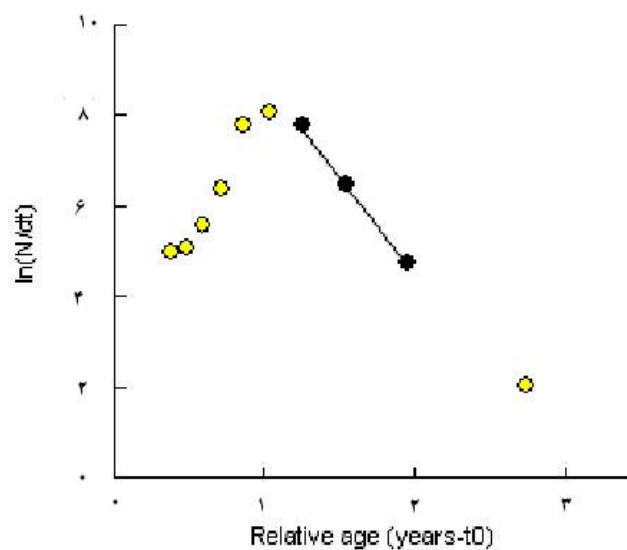
زمان طول صفر $t_0 = ۰/۰۲$ و میزان فایم پریم مونرو $\Phi = ۲/۳۸$ بدست آمد.



شکل ۳-۴: منحنی رشد میگوی سفید در سواحل خوزستان در سال ۱۳۹۰

- ضریب مرگ و میر کل (Z):

ضریب مرگ و میر کل با استفاده از منحنی صید با بکارگیری فراوانی طولی بدست می آید. با رسم لگاریتم طبیعی $N/\Delta t$ به ازای سن و تعیین رگرسیون خط منطبق بر بخش نزولی (سمت راست) منحنی صید، مقدار مرگ و میر سالیانه از آن بدست می آید، در این تحقیق مبنای استفاده ما، از همین روش می باشد و میزان آن ۴/۳۵ بر سال محاسبه گردید (شکل ۵-۳). بایستی توجه گردد که از روشهای بورتون، هولت، ستاگو- لارکین و معادله آلت وارهالت نیز می توان محاسبه گردد.



شکل ۵-۳: نمودار منحنی صید میگوی سفید در سواحل خوزستان در سال ۱۳۹۰

- ضریب مرگ و میر طبیعی (M):

ضریب مرگ و میر طبیعی با استفاده از فرمول تجربی پائولی و ضریب ۰/۸ که شرح داده شد، ۱/۶۸ بر سال محاسبه گردید. میانگین دمای آبهای سطحی استان خوزستان ۲۴ درجه سانتی گراد در نظر گرفته شد.

- ضریب مرگ و میر صیادی (F):

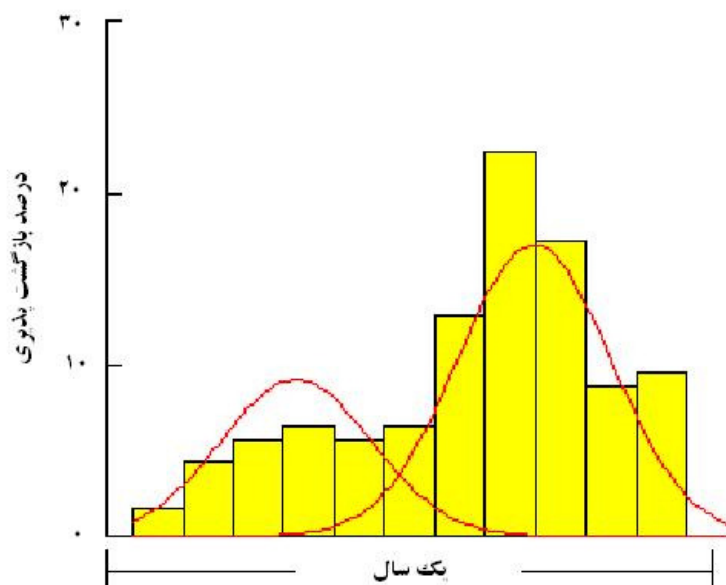
با مشخص شدن مرگ و میر کل و مرگ و میر طبیعی، بسادگی می‌توان مرگ و میر صیادی را با استفاده از فرمول $F = Z - M$ محاسبه کرد. میزان مرگ و میر صیادی ۲/۶۷ در سال ۱۳۹۰ محاسبه شد.

- ضریب بهره‌برداری (E):

ضریب بهره‌برداری جمعیت میگوی سفید در سواحل استان خوزستان با استفاده از نتایج بدست آمده از محاسبه ضرایب مرگ و میر، ۰/۶۱ محاسبه گردیده است.

- بازگشت شیلاتی میگو: (Fishery Recruitment)

با استفاده از داده‌های فراوانی طولی و باکمک نرم افزار FISAT می‌توان نمودار بازگشت شیلاتی میگوی سفید در سال ۱۳۹۰ مورد مطالعه را ترسیم نمود (شکل ۶-۳). همانطور که در شکل مشاهده می‌شود در کل سال بازگشت ذخیره مشاهده می‌شود و دارای دو فراز بوده است.



شکل ۶-۳: منحنی بازگشت شیلاتی میگوی سفید در سواحل خوزستان در سال ۱۳۹۰

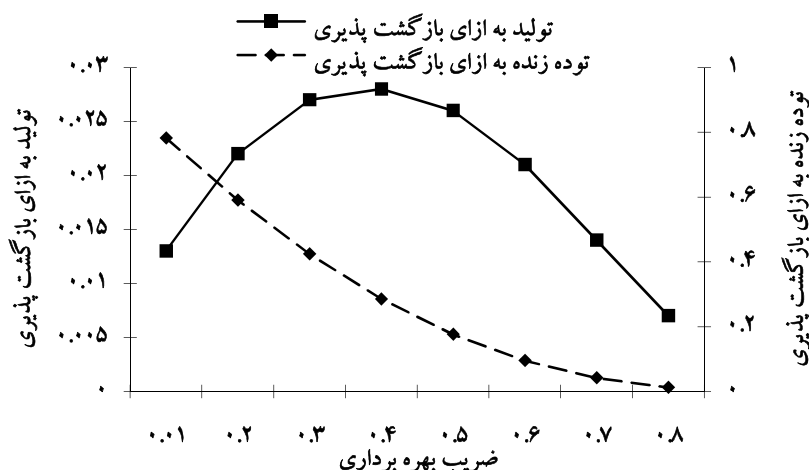
- ارزیابی ذخایر آنالیزی (بروش بورتون و هولت):

ارزیابی ذخایر آنالیزی در برابر روشهای غیر آنالیزی قرار دارد، با استفاده از روابط آورده شده در این بخش محصول و توده زنده نسبی به ازای بازسازی محاسبه گردیده است (جدول ۳-۲ و شکل ۳-۷).

جدول ۳-۲: محاسبه نسبتهای مختلف ضریب بهره برداری بروش بورتون و هولت میگوی سفید در سال ۱۳۹۰

| E_p | E_{max} | E_{10} | E_{50} |
|-------|-----------|----------|----------|
| ۰/۶۱ | ۰/۳۸ | ۰/۳۱ | ۰/۲۵ |

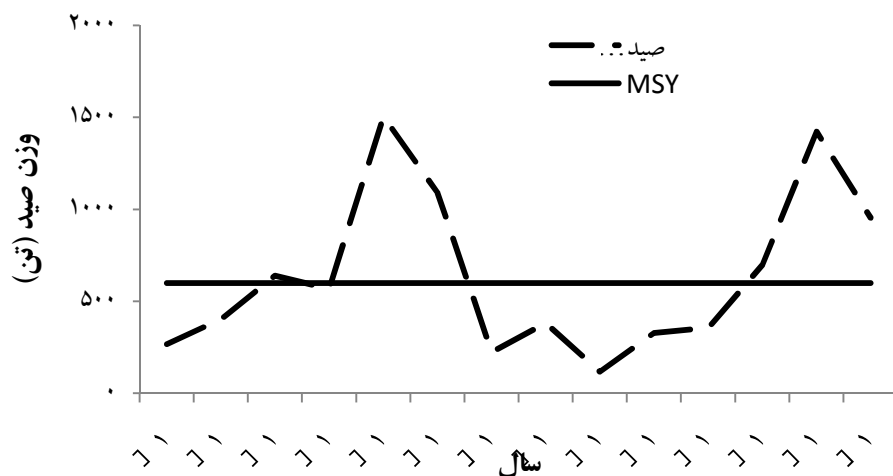
همانطوری که در شکل ۳-۷ مشاهده می شود میزان تولید به ازای بازگشت پذیری در بهره برداری جاری روند نزولی پیدا کرده است.



شکل ۳-۷: تولید نسبی و بیوماس نسبی به ازای بازسازی میگوی سفید در سواحل خوزستان در سال ۱۳۹۰

- مدل تولید مازاد غیر تعادلی:

در این مدل پارامترهای مدل تولید مازاد غیر تعادلی $q=65 \times 10^{-7}$, $r=0.6$, $B_{\infty}=4000_T$ حداکثر محصول پایدار $MSY=600$ تن و حداکثر تلاش صیادی حدود $f_{msy}=46153$ روز صید بدست آمد. نمودار میزان صید در سالهای ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۸ و میزان حداکثر محصول پایدار ترسیم گردید (شکل ۳-۸).

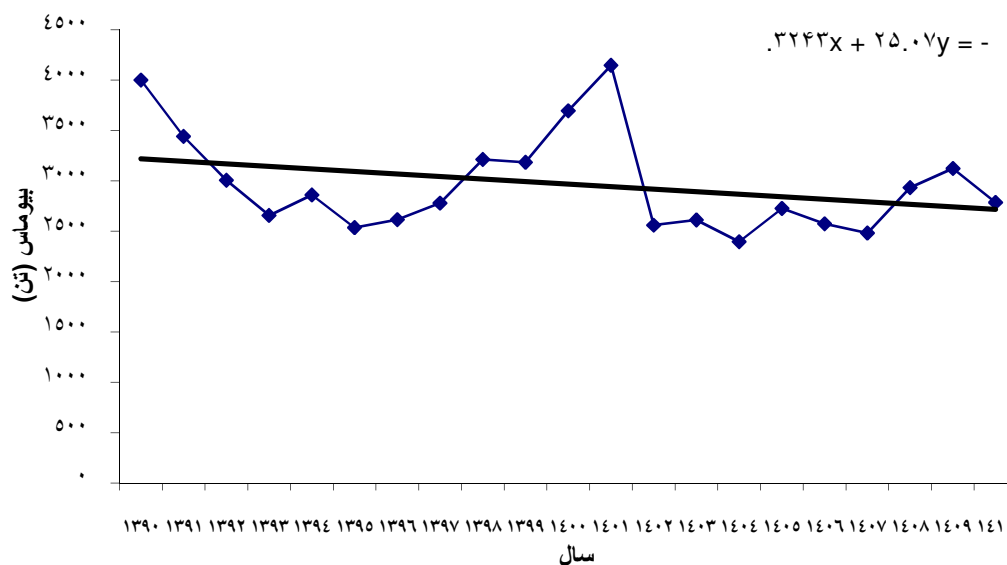


شکل ۸-۳: میزان حداکثر محصول پایدار میگوی سفید در سواحل خوزستان از سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۸

– مدل شبیه سازی پویایی یک توده زنده:

مدل شبیه سازی پویایی توده زنده میگوی سفید بر داده های صید و تلاش صیادی از سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۸ و با فرض اینکه تلاش صیادی در سالهای بعد از ۱۳۸۸ ثابت بماند، تکیه دارد. معادله حاصل از این شبیه سازی

$$y = -25.076x + 3243.7 \text{ (شکل ۹-۳).}$$



شکل ۹-۳: برآورد روند تغییرات میگوی سفید در ۲۰ سال آینده

۴- بحث و نتیجه گیری

پویایی جمعیت به فرآیند دائمی جایگزینی به موقع نسل و تولید آن، که در واقع رشد و مرگ است، مربوط

می شود. مطالعه پویایی جمعیت با این اهداف صورت می گیرد:

- بررسی نیروهای مؤثر انسانی و طبیعی بر روی جمعیت ماهی

- تطبیق آن با مدل های بدست آمده

- محدود کردن حوادثی که در عرصه عمل مدیریت اتفاق می افتد.

- به منظور تداوم سودآوری حاصل از جمعیت ماهیان در یک زمان طولانی.

امروزه یکی از موضوعات علم مطالعه آبریان، نحوه بدست آوردن محصول بهینه است، بدون آنکه در توازن

ذخایر خللی وارد شود. با محاسبه صحیح و درست پویایی جمعیت آبریان، می توانیم یک مدل از وضعیت

موجود و پیش بینی آینده از تأثیر صیادی بروی جمعیت ماهی، بدست آوریم (Biswas et al., 1993).

Hoenig et al., (1987) برای انجام تجزیه و تحلیل های ساده مبتنی بر فراوانی های طولی، بررسی ۵۰۰ تا ۱۰۰۰

عدد نمونه در یک دوره ۶ ماهه را " خوب " و بررسی ۱۰۰۰ تا ۱۵۰۰ عدد را در یک گستره زمانی یک ساله را

" عالی " می دانند. همچنین وی در مقاله خود کافی بودن تعداد و مدت زمان نمونه برداری برای بررسی نماها

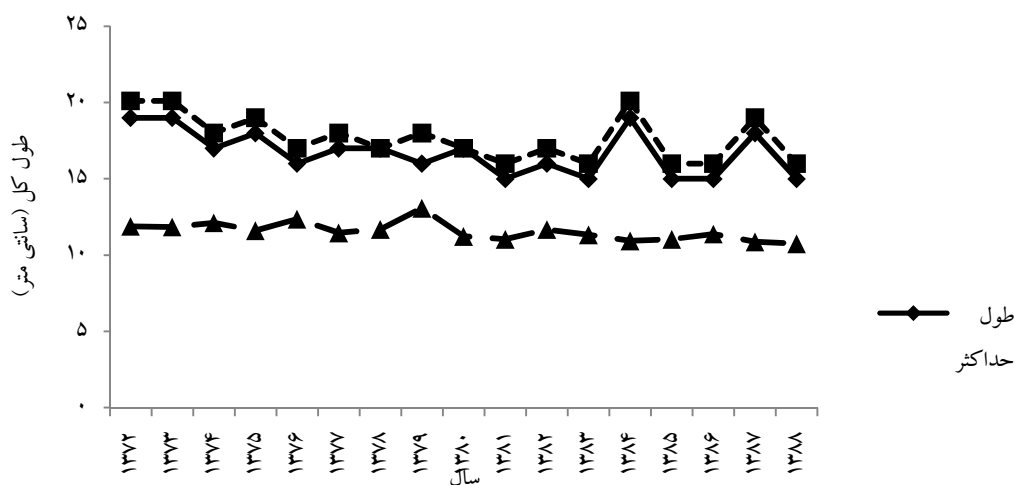
در فراوانیهای طولی را به صورت زیر نشان داده است (جدول ۱-۴).

جدول ۱-۴: تعداد نمونه مناسب و مدت زمان نمونه برداری برای بررسی نماها در فراوانیهای طولی

| مدت زمانی که تعداد کل نمونه ها در آن گردآوری شده اند | | | | | تعداد کل نمونه ها |
|--|-------|-------|-------|-------|-------------------|
| ۱۲ ماه | ۶ ماه | ۴ ماه | ۲ ماه | ۱ ماه | |
| ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۱-۹۹ |
| ۲ | ۲ | ۱ | ۰ | ۰ | ۱۰۰-۴۹۹ |
| ۴ | ۳ | ۲ | ۱ | ۱ | ۵۰۰-۹۹۹ |
| ۵ | ۴ | ۳ | ۲ | ۱ | ۱۰۰۰-۱۴۹۹ |
| ۵+ | ۵ | ۴ | ۳ | ۲ | ۱۵۰۰-∞ |
| ۰ = بی فایده / ۱ = ضعیف / ۲ = قابل قبول / ۳ = خوب / ۴ = بسیار خوب / ۵ = عالی | | | | | |

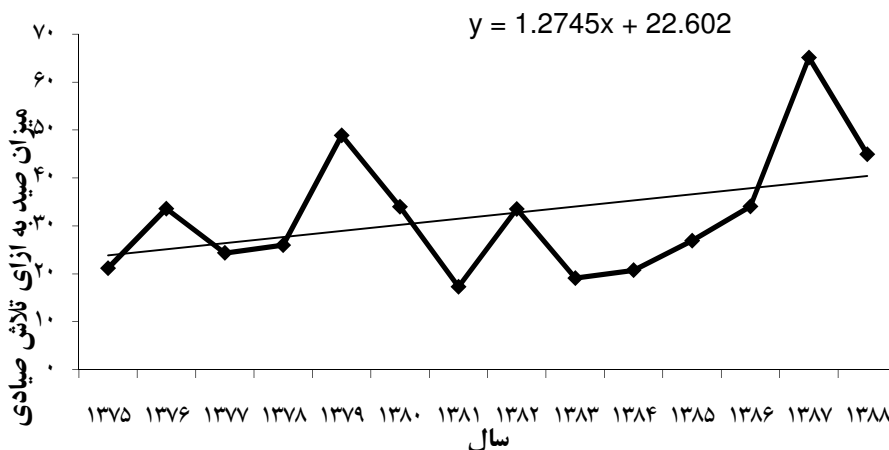
میانگین طول، طول بی نهایت، طول حداکثر از سال ۱۳۷۲ تا ۱۳۸۸ روند نزولی (شکل ۱-۴) و صید به ازای تلاش صیادی (CPUE) میگوی سفید از سال ۱۳۷۲ تا ۱۳۸۸ روند صعودی دارد (شکل ۲-۴ و جدول ۲-۴). در نتیجه می توان گفت: با افزایش تلاش صیادی و متناسب با آن میزان صید به ازای تلاش صیادی (CPUE) افزایش یافته و میانگین طول، طول بی نهایت، طول حداکثر میگوی سفید کاهش یافته است.

تغییر عمده ای که به تمامی عوامل استرس زا (از جمله صیادی) مربوط می شود، کاهش میانگین اندازه آبرزی در جمعیت است. با گسترش از دست رفتن افراد بزرگتر، افراد کوچکتر جای آنها را می گیرند و در نتیجه میانگین اندازه کاهش می یابد (Welcome, 2001). در دریای شمال از زمان شروع صید ترال از سال ۱۹۲۵، همزمان با افزایش تلاش صیادی، میانگین و حداکثر اندازه کاهش اما نرخ رشد افزایش یافته است. صیادی همچنین می تواند توده زنده و بیوماس مولدین ذخیره را کاهش دهد. کاهش ماهیان با طول بالا، نشانه بیش از حد بودن فشار صیادی است (Micheal, 1995).



شکل ۱-۴: روند تغییرات طول حداکثر، میانگین طول و طول بی نهایت در میگوی سفید در سواحل خوزستان از سال ۱۳۷۲ تا ۱۳۸۸

رفتار و تاریخچه حیات آبرزی می تواند میزان آسیب پذیری نسبت به صیادی را تعیین نماید و گونه با رشد کم و طول بدن زیاد نسبت به گونه با طول بدن کم و رشد زیاد نسبت به صیادی آسیب پذیرتر است (Jenning et al., 2000).



شکل ۲-۴: روند تغییرات میزان صید به ازای تلاش صیادی میگوی سفید در سواحل خوزستان از سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۸

با توجه به رابطه طول - وزن میگوی سفید ، می توان گفت: میگوی سفید ماده دارای وزن بیشتری نسبت به میگوی نر است و با افزایش طول وزن نیز بیشتر می شود. با توجه به رابطه طول - وزن و ضریب b ، طول می توان گفت: رشد میگوی سفید به سمت ایزومتریک می باشد زیرا که میزان آن با ۳ اختلاف معنی داری نداشته است. مقادیر a و b نه تنها در گونه های مختلف ، بلکه در گونه های یکسان نیز متفاوت است ، دلایلی را که برای این اختلاف ذکر می نماید ؛ ناشی از نوسانات فصلی به همراه پارامترهای زیست محیطی ، شرایط فیزیولوژیک ماهی ، پیشرفت گنادها و شرایط تغذیه ماهی عنوان کرد (Biswas, 1993).

Martin (1994) میزان b را در محدوده ۴-۲/۵ شرح داده و Tesch (1968) عقیده داشت که در ماهی با رشد ایزو متریک میزان b برابر ۳ است . نزدیک بودن مقدار b به عدد ۳ را قانون توان سوم گویند و اختلافات موجود در رابطه طول - وزن و انحراف از قانون توان سوم می تواند ناشی از نوسانات فصلی به همراه پارامترهای زیست محیطی، شرایط فیزیولوژیک ماهی در زمان جمع آوری، جنس، پیشرفت گناد و شرایط تغذیه در محیط زیست ماهیان باشد (Biswass, 1993). میزان a در رابطه طول و وزن به شرایط ماهی ارتباط داشته و بزرگتر بودن مقادیر a به بیشتر بودن وزن افراد یک گونه که در یک طول بدست می آید دلالت داشته که در بعضی مواقع می تواند به عنوان یک شاخص وضعیت از آن استفاده شود (King, 2007).

جدول ۲-۴: میزان صید میگوی سفید و نسبت آن به صید کل میگوی استان خوزستان (آمار صید اقتباس از گزارش سالانه شیلات خوزستان ۱۳۸۸)

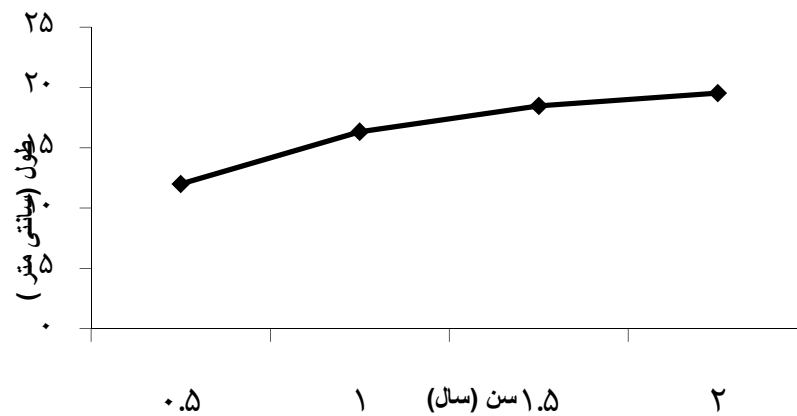
| سال | میزان کل صید میگوی استان خوزستان (تن) | میزان کل صید میگوی سفید استان خوزستان (تن) | تلاش صیادی میگوی سفید (روز) | صید به ازای تلاش صیادی میگوی سفید | نسبت میگوی سفید به کل میگو (درصد) |
|------|---|--|--------------------------------|---|---|
| ۱۳۷۵ | ۱۰۱۸ | ۲۶۶ | ۱۲۵۳۷ | ۲۴/۳۷ | ۲۶/۱۲ |
| ۱۳۷۶ | ۸۴۱ | ۴۰۲ | ۱۱۹۴۸ | ۲۶/۰۲ | ۴۷/۸۰ |
| ۱۳۷۷ | ۱۳۳۴ | ۶۳۹ | ۲۶۲۱۳ | ۴۸/۹۵ | ۴۷/۹۰ |
| ۱۳۷۸ | ۱۵۴۶ | ۵۶۸ | ۲۱۸۲۳ | ۳۴/۰۵ | ۳۶*/۷۴ |
| ۱۳۷۹ | ۲۶۵۳ | ۱۵۰۵ | ۳۰۷۴۵ | ۱۷/۳۲ | ۵۶/۷۲ |
| ۱۳۸۰ | ۱۹۶۸ | ۱۰۹۰ | ۳۲۰۰۵ | ۳۳/۵۵ | ۵۵/۳۸ |
| ۱۳۸۱ | ۴۹۶ | ۲۲۳ | ۱۲۸۶۸ | ۱۹/۱۵ | ۴۴/۹۵ |
| ۱۳۸۲ | ۱۰۴۲ | ۳۸۱ | ۱۱۳۵۴ | ۲۰/۷۶ | ۳۶/۵۶ |
| ۱۳۸۳ | ۲۸۲ | ۱۱۷ | ۶۱۰۸ | ۲۶/۹۴ | ۴۱/۴۸ |
| ۱۳۸۴ | ۷۴۷ | ۳۲۷ | ۱۵۷۴۴ | ۳۴/۰۸ | ۴۳/۷۷ |
| ۱۳۸۵ | ۶۷۴ | ۳۵۵ | ۱۳۱۷۴ | ۲۶/۹۴ | ۵۲/۶۷ |
| ۱۳۸۶ | ۱۳۰۳ | ۶۹۸ | ۲۰۴۷۸ | ۳۴/۰۸ | ۵۳/۵۶ |
| ۱۳۸۷ | ۱۹۲۱ | ۱۴۲۳ | ۲۱۸۳۸ | ۶۵/۱۶ | ۷۴/۰۷ |
| ۱۳۸۸ | ۱۴۶۲ | ۹۵۴ | ۲۱۲۱۳ | ۴۵/۰۱ | ۶۵/۲۷ |

مدل های ریاضی متفاوتی برای توصیف رشد آبزیان وجود دارد. معروفترین و بهترین مدل موجود معادله رشد

وانبرتالنفی است، که پس از محاسبه پارامترهای رشد معادله وانبرتالنفی، می توان معادله کامل آن را برای

جمعیت میگوی سفید بصورت زیر نشان داد (میزان زمان طول صفر ۰/۱۲- بدست آمد) (شکل ۳-۴).

$$L_t = 14.73(1 - \exp(-1.1(t + 0.12)))$$



شکل ۳-۴: نمودار رشد میگوی سفید در سواحل استان خوزستان

در مطالعه حاضر میزان L_{∞} از روش پاول - و درال ۱۴/۷۳ سانتی متر محاسبه گردید، که با قرار دادن مقادیر در روش شیفرد میزان ضریب رشد، ۱/۱ برآورد شد. در گزارشات مختلف دامنه میزان طول کاراپاس بی نهایت میگوی سفید ۳۶-۴۸ میلی متر و ضریب رشد ۱/۴۰-۰/۸۲ به ازای سال و فای پریم مونرو ۷/۹۴-۷/۲۲ ذکر شده است. برای مقایسه طول بی نهایت و ضریب رشد بدست آمده با دیگر تحقیق ها جدول ۳-۴ ترسیم گشته است. با توجه به اینکه مقادیر طول بی نهایت و فای پریم مونرو بر اساس طول کاراپاس محاسبه شده است به خوبی نمی توان مقایسه انجام داد. میزان ضریب رشد زیاد و طول بی نهایت کم میگوی سفید نشان دهنده این است که استراتژی زندگی شان متمایل با انتخاب r می باشد. استراتژی انتخاب r برای گونه های با طول بینهایت کم و ضریب رشد زیاد، اندازه بدن کوچک و بلوغ زود هنگام وجود دارد (King, 2007).

جدول ۳-۴: میزان طول بی نهایت، ضریب رشد و ثابت فای پریم در میگوی سفید در مناطق مختلف

| منبع | منطقه | جنس | طول بینهایت | ضریب رشد | فای پریم مونرو |
|-----------------------|---------------|------------|------------------------------|----------|----------------|
| Mathew et al., 1987 | کویت | ماده | ۴۸ (میلی متر طول کاراپاس) | ۱/۲۲ | ۱/۴۵ |
| | | نر | ۳۷/۷ (میلی متر طول کاراپاس) | ۱/۰۹ | ۱/۱۹ |
| Mohamed, 1967 | هند | بدون جنسیت | ۱۷/۵ (سانتی متر طول کل) | ۱/۲ | ۲/۵۷ |
| قاسمی، ۱۳۷۶ | استان بوشهر | ماده | ۴۳ (میلی متر طول کاراپاس) | ۱/۱۱ | ۱/۳۱ |
| | | نر | ۴۱ (میلی متر طول کاراپاس) | ۰/۸۲ | ۱/۱۴ |
| اسدی و همکاران، ۱۳۸۰ | استان هرمزگان | ماده | ۴۰/۷۶ (میلی متر طول کاراپاس) | ۱/۴ | ۱/۳۷ |
| | | نر | ۳۱/۱۳ (میلی متر طول کاراپاس) | ۱/۳ | ۱/۱۰ |
| صفایی و کامرانی، ۱۳۸۲ | استان هرمزگان | ماده | ۴۳/۵ (میلی متر طول کاراپاس) | ۱/۴ | ۱/۴۲ |
| | | نر | ۳۶ (میلی متر طول کاراپاس) | ۱/۱ | ۱/۱۵ |
| تحقیق حاضر | استان خوزستان | بدون جنسیت | ۱۴/۷۳ (سانتی متر طول کل) | ۱/۱ | ۲/۳۸ |

بر اساس زیستگاه ، استراتژیهای اکولوژیکی و پارامترهای جمعیتی ؛ آیزیان به دو گروه r-selection و k-selection تقسیم می شوند. انتخاب استراتژی k برای گونه های با طول بینهایت زیاد و ضریب رشد کم، سایز بدن بزرگ و بلوغ دیر هنگام و انتخاب استراتژی r برای گونه های با طول بینهایت کم و ضریب رشد زیاد ، سایز بدن کوچک و بلوغ زود هنگام بکار می رود (King, 2007). در طبیعت هیچ گونه ای بصورت مطلق با استراتژی r یا k دیده نمی شود و گونه ها بر اساس نوع متمایل به انتخاب استراتژی r یا k می باشند و گونه های متمایل به انتخاب k دارای طبیعت نسبی ثابتی بوده و و گونه های متمایل به انتخاب r دارای طبیعت رشد و زوال سریع می باشد (Boom and Bust). چنانچه ذخیره دارای بهره برداری بیش از حد باشد، در دراز مدت می تواند خودش را ترمیم نماید (Pillai et al., 2002). زیاد بودن ضریب رشد میگوی سفید نشان دهنده این است که استراتژی زندگی شان متمایل با انتخاب r می باشد.

تفاوتهای موجود در طول بی نهایت و ضریب رشد متأثر از تفاوتهای اکولوژیکی هر ناحیه می باشد (King, 2007). خصوصیات تولید مثلی ، مرفولوژیک ، اندازه جمعیت و فراوانی ژنی هر گونه باتوجه به محل زیست و یا انتخاب

طبیعی آنها، موجب می شود الگوهای انطباقی متفاوتی در طول حیاتشان از خود نشان دهند (Adams, 1980). میزان L_{∞} و K با یکدیگر رابطه عکس داشته بطوریکه با کاهش میزان L_{∞} ، میزان K افزایش یافته و برعکس آن نیز صادق است (Sparre and Venema, 1998).

مقایسه منحنی های رشد:

آزمون مشهور و معروف که در مورد بررسی پویایی جمعیت آبزبان معتبر و کاربردی تر است، استفاده از تست فای پریم مونرو (Φ) می باشد (Sparre and Venema, 1998). از این تست در بررسی پویایی جمعیت، با توجه به اهمیت آن در تعیین صحت و اعتبار تحقیق استفاده شده است. زیرا که در منحنی های رشد بدست آمده برای ذخایر مشابه حتی با دارا بودن مقادیر متفاوتی از L_{∞} و K ، می تواند مقادیر Φ مشابه باشد (Sparre and Venema, 1998). اختلاف در شرایط اکولوژیکی و تغییر در عرض جغرافیایی، می تواند بر میزان L_{∞} و K تأثیر داشته باشد بطوری که تغییرات میزان متفاوتی از Φ را شامل می گردد و حتی در یک منطقه در دوره های زمانی مختلف و شرایط محیطی متغیر می توانند میزان متفاوتی داشته باشد (Sparre and Venema, 1998).

حداکثر سن آبری طبق تعریف (Jenning, 2000)، حداکثر سنی است که آبری در طول بی نهایت خود به آن می رسد و یا طبق تعریف دیگر $t_{\max} = 3 / k$ (حداکثر سن آبری که ۹۵ درصد طول بی نهایت خود را بدست می آورند (Cadima, 2003) و طبق این فرمول حداکثر سن میگوی سفید در سال ۱۳۹۰، کمی بیش از ۲ سال برآورد گردیده است. با توجه به شکل ۶-۳ می توان گفت: میگوی سفید در تمام طول سال دارای بازگشت شیلاتی می باشد. اما فراز عمده بازگشت شیلاتی آن در مهر و آبان ماه بوده و به عبارتی اوایل فصل پاییز می باشد با در نظر گرفتن زمان تخم ریزی میگوی سفید در بهار و اوایل تابستان (صفی خانی و همکاران، ۱۳۷۷)، می توان چنین نتیجه گرفت که اوج زمان تخم ریزی ۳ تا ۴ ماه پس از تخم ریزی می باشد (به عبارت دیگر میگوی سفید در سن ۳-۴ ماهگی بازگشت شیلاتی دارد).

در آبهای هند میگوی سفید دارای دو فصل بازگشت شیلاتی است (Mohamed, 1967) و بایستی توجه داشت که زمان دقیق تخم ریزی و مهاجرت میگو تحت تاثیر مستقیم شرایط محیطی و اکولوژیکی هر منطقه است و این خود باعث تغییرات در بازگشت شیلاتی آنها می گردد (Jenning et al., 2000). در سال ۱۳۹۰ ضریب بهره برداری بیش از ۰/۵ و مرگ و میر صیادی بیش از مرگ و میر طبیعی محاسبه شد که نشان دهنده صید بی رویه است (King, 2007؛ Sparre and Venema, 1998). مرگ و میر طبیعی، صیادی و کل جنس نرو ماده میگوی سفید در آبهای استان هرمزگان به ترتیب ۱/۹۷، ۱/۷۷، ۱/۱۷، ۱/۹۴، ۳/۷۱، ۳/۱۴ گزارش شده است (صفایی و امرانی، ۱۳۸۲). مرگ و میر طبیعی، صیادی و کل میگوی سفید در آبهای هند ۲/۲۹، ۳ و ۵/۲۹ بدست آمد (Mohamed, 1967).

از عوامل موثر بر تحت فشار بودن ذخیره میگو می توان به میزان صید و برداشت از ذخیره و همچنین عوامل محیطی اشاره نمود (Mateus and Estupinan, 2002) و بهترین راه برای کاهش میزان بهره برداری و نرخ بهره برداری، کاهش میزان فعالیت صیادی و کاهش مجوز صید است، یعنی کاهش ورودی به مجموعه صیادی است، بدین معنی که با کاهش ورودی به مجموعه صیادی بتوان خروجی آن یعنی صید را کنترل نمود (Jenning et al., 2000).

پایداری ذخایر یک اصل مورد تاکید جهانی و یک معیار کلیدی در بهره برداری از تمام منابع شناخته شده است. تلاش تمام مدیران شیلاتی بر روی دسترسی به تامین غذای کافی و مطمئن از منابع طبیعی و تامین نیاز جوامع بشری، با در نظر گرفتن میزان بهره برداری مجاز و صحیح از آنها متمرکز شده است. بهره برداری بیش از حد، فقط مربوط به گونه های با طول عمر بالا یا دارای قیمت بالا نمی باشد، بلکه گونه های با قیمت پایین و طول عمر کم را نیز شامل می گردد و در کشورهای در حال توسعه، به علت افزایش پیوسته جمعیت و نیازهای غذایی آنها و نبود کار و یا شغل های جایگزین صیادی، این حالت شدیدتر است (Ganga and Pillai, 2000).

برای مدیریت بهینه، بایستی اطلاعات لازم و درست از ذخیره داشت، تا بتوان راهکارهای مدیریتی لازم را لحاظ نمود، اما تعیین حداکثر محصول پایدار برای گونه‌های مهاجر کار بسیار سختی است و کار در این زمینه دارای پیچیدگیهای بسیار زیادی است (Pillai et al., 2002).

در روش آنالیزی بورتون وهولت ضریب بهره برداری و نرخ بهره برداری، نشان دهنده تحت فشار بودن ذخیره مورد مطالعه است و برای رسیدن به حداکثر محصول پایدار بایستی مقداری از میزان بهره برداری از ذخیره نیز کاهش داده یابد. از محاسبات انجام شده در روش بورتون وهولت میزان بیوماس فعلی در حدود ۱۵٪ بیوماس دست نخورده آن در سال ۱۳۸۴ می باشد که در این روش محاسباتی ما شاهد Growth overfishing و Recuriment overfishing هستیم (Sparre and Venema, 1998). حداقل میزان بیوماس احیاء کننده ذخیره در هر گونه و شرایط اکولوژیکی آن متفاوت می باشد (King, 2007) که بطور معمول این میزان حدود ۲۵-۲۰ درصد بیوماس دست نخورده در نظر گرفته می شود. با توجه به روند نزولی در میزان بیوماس متوسط سالانه در استان خوزستان، این علایم می تواند هشداردهنده و خطرناک باشد (Jenning et al., 2000).

جدول ۴-۴: نقاط مرجع بیولوژیک میگوی سفید بدست آمده از روش بورتون وهولت

| سال | Y'/R_{max} | Y'/R_p | B_p/B_v | E_{msy} | F_{msy} | B_v | B'/R_{msy} | B'/R_p |
|------|--------------|----------|-----------|-----------|-----------|-------|--------------|----------|
| ۱۳۸۶ | ۰/۰۶۷ | ۰/۰۶۶ | ۰/۱۵ | ۰/۷۱ | ۱/۸۶ | ۰/۸۵ | ۰/۱۶ | ۰/۱۳ |

با در نظر گرفتن محاسبات مندرج در جدول ۴-۴ می توان گفت که حداکثر ضریب بهره برداری که باعث محصولی پایدار ($E_{MSY} = ۰/۷۱$) می گردد و حداکثر مرگ و میر صیادی محصول پایدار ($F_{MSY} = ۱/۸۶$) بعنوان نقاط مرجع بیولوژیکی می باشد.

در مدل تولید مازاد غیر تعادلی میزان حداکثر محصول پایدار (تن) $MSY = ۶۰۰$ و حداکثر تلاش صیادی محصول پایدار حدود (روز صید) $f_{msy} = ۴۶۱۵۳$ بدست آمد. چنانچه مشاهده می گردد میزان صید بیش از میزان حداکثر

محصول پایدار بوده که لازم است حدود ۳۷٪ میزان آن کاهش یابد. از سوی دیگر میزان تلاش صیادی محصول پایدار بیشتر از میزان فعلی صید است. به نظر می رسد میزان تلاش صیادی بیش از میزان گزارش شده باشد، که با توجه به نتایج بدست آمده بایستی همانند صید از میزان تلاش صیادی کاسته شود. در صورتی که از تلاش صیادی کاسته نشود، در ۲۰ سال آینده شاهد روند روبه نزولی بیوماس ذخیره خواهیم بود.

راهکارهای مدیریتی:

در مدیریت سنتی هدف اصلی حفاظت و نگه داری از ذخیره ماهی می باشد و مبنای آن پارامترهای بیولوژیک و حفاظت از یک گونه اصلی و یا تعداد کمی از گونه های اصلی است، ولی در مدیریت مدرن اهداف اصلی تامین نیازهای جامعه انسانی و صیادی از یک سو و حفاظت از تنوع زیستی در اکوسیستم از سوی دیگر است. بنابراین علاوه بر پارامترهای بیولوژیک، بررسی های اکولوژیک، فرهنگی، اجتماعی، اقتصادی و سیاسی نیز مدنظر قرار می گیرد و اصل حفاظت علاوه بر دامنه زیادی از گونه های اکوسیستم و صحت اکوسیستم، تامین نیازهای انسانی نیز شامل می گردد (Jenning et al., 2000). بنابراین اقدامات مشروحه ذیل الزامی است:

- جمع آوری اطلاعاتی چون ترکیب گونه ای و توزیع فراوانی آن.
- علاوه بر مسایل بیولوژیک مدنظر اعم از ضرایب رشد و مرگ و میر و زمان تخم ریزی و بازگشت شیلاتی، میزان صید در واحد تلاش صیادی، نسبت فراوانی طولی یا سنی باید محاسبه شود
- گردآوری دادهای محیطی شامل حرارت، شوری و عمق و...
- داده های اقتصادی مثل میزان هزینه ثابت و جاری، میزان استهلاک، سرمایه گذاری ثابت و...
- عوامل اجتماعی و فرهنگی چون میزان نرخ بیکاری منطقه، میزان تاثیر پذیری صیادی بر ساحل نشینان، میزان وجود شغل هایی بجز صید در منطقه و...

براساس اینکه کدام یک از هدفهای کلیدی شیلاتی ونقاط مرجع بیولوژیکی مانند حداکثر محصول پایدار (Maximum Sustainable Yield)، ایده ال ترین محصول پایدار (Optimum Sustainable Yield)، حداکثر محصول اقتصادی (Economic Yield Maximum)، حداکثر محصول متوسط (Maximum average Yield)، محصول مجاز قابل برداشت (Total allowable Yield)، محصول پایدار اکولوژیک (Ecologically Sustainable Yield)، نگه داری حداقل میزان ذخیره (Maintaining minimum stock size)، نگه داری حداقل مولد ذخیره (Maintaining minimum spawning stock) و یا اهداف دیگر زیستی واقتصادی در مدیریت شیلاتی مدنظر باشد و در کنا رآن تعیین میزان برآورد خطر که طبق نظر King (2007) کاهش ۴۰ درصدی در بیوماس دست نخورده و نزول ۱۰ درصدی از میزان کل میزان مجاز محصول قابل برداشت بعنوان عوامل هشدار دهنده در مدیریت شیلاتی بحساب می آید که بایستی مورد توجه قرار گیرند و راهکارهایی متفاوتی در جهت این راهبردهایی شیلاتی مدنظر می باشد. دو راهبرد اساسی وزیر مجموعه ای از آنها برای تنظیم صید و صیادی بصورت زیر است ()

Jenning et al., 2000

– کنترل ورودیها به صید: (Control Input):

– محدودیت در تعداد شناورهای صیادی (Limiting the number fishing craft): در این روش می توان محدودیتهایی علاوه بر نوع و تعداد شناور، قدرت موتور و ظرفیت حمل و... نیز لحاظ گردد. تعدیل تعداد شناورهای صیادی و به دنبال آن کاهش پروانه صید، باعث می گردد تا میزان صید سالانه به میزان صید قابل برداشت نزدیک گردد. در این روش بدنبال تنظیم تلاش صیادی هستیم.

– محدودیت در کارایی و اشکال ابزار صید (Limiting the efficiency and type of fishing gear): در این روش میزان کارایی ابزار صید، اندازه، شکل و تعداد مشخصی از آنها به عنوان ابزار صید مجاز و مابقی ممنوع اعلام می شود. به عنوان مثال ممنوع شدن ترال کفی و یا تور پرسیان در محل هایی خاص از این دسته می باشد.

- ممنوعیت موقت صید (Closures): در این روش محدودیت هایی از نظر زمانی و فصلی صید و یا محدودیت مکانی خاص و یا ترکیبی از هر دو لحاظ می گردد. این محدودیت ها در مکان و زمان تخم ریزی بیشتر لحاظ می گردد و در مورد گونه های با طول عمر زیاد و ضریب رشد کم بیشتر لحاظ می شود.

- ممنوعیت در اندازه چشمه و میزان فرار (Limiting mesh size and escape gaps): مثلاً قطر چشمه در قسمت انتهایی تور ترال و یا ضریب آویختگی و طول چشمه در تور گوشگیر را می توان نام برد.

- کنترل خروجی های صید (Control output):

یکی از روش های کنترل خروجی های صید، تعیین سهمیه صید (Catch quota) است. روش محدودیت در سهمیه صید یکی از متداولترین روشها بوده، که با تعدیل سهمیه های صید، میزان آن را به میزان نقطه هدف بیولوژیک، نزدیکتر می گرداند. در کنار دو راهبرد اصلی که در بالا ذکر شد، بایستی به ضمانت اجرا و قوانین لازم نیز توجه شود. نظارت بر نحوه اجرای قوانین و نحوه صید یکی از پیچیده ترین و سخت ترین مراحل تنظیم صید و صیادی است (King, 2007).

منابع

۱. انصاری، ه.، شالباف، م.، کاشی، م. و علوی، ع.، ۱۳۸۲. پایش ذخایر میگو در آبهای ساحلی خلیج فارس (استان خوزستان). مرکز تحقیقات شیلات خوزستان. ۳۹ صفحه.
۲. صفایی، م.، و کامرانی، ا.، ۱۳۸۲. پویایی جمعیت میگوی سفید در آبهای ساحلی استان هرمزگان.
۳. صفی خانی، ح.، اسکندری، غ.، اسماعیلی، ف.، میاحی، ی. و شکیب، غ.، ۱۳۷۷. بررسی برخی از خصوصیات زیستی میگوی سفید در استان خوزستان. مرکز تحقیقات شیلات خوزستان. ۵۲ صفحه.
۴. قاسمی، ش.، ۱۳۷۶. پویایی جمعیت میگوی سفید در آبهای بوشهر، دانشگاه آزاد اسلامی واحد شمال، ۶۹ صفحه.
۵. گزارش سالانه شیلات استان خوزستان، ۱۳۸۸. اداره کل شیلات استان خوزستان، معاونت صید و بنادر ماهیگیری. ۱۰۰ ص.

6. Adams, P., 1980. Life history Patterns in marine fishes and their consequences for fisheries management. Fish. Bull., 78(1).
7. Beverton, R. J. H. and Holt, S. J., 1983. Manual of method for fish stock assessment. Part 2. Tables of yield function. FAO Fish Paper, 150p.
8. Biswas, S. P., 1993. Manual of methods in fish biology, fish biology & Ecology laboratory, Dibrugarh university, Dibrugarh. 157p.
9. Cadmia, P., 2003. Fish stock assessment manual. FAO Rome. Italy, 455p.
10. FAO. 2001. Review of the state of world fishery resources. Marine Fishery. FAO fisheries Circular, Rome.
11. FAO. 2005. FAO Yearbook. Fishery statistics. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
12. Fisher, W. and Bianchi, G., 1984. FAO Species Identification sheets, Fishing area 51, west Indian Ocean.
13. Ganga, U. and Pillai, N., 2000. Field identification of scombroids from Indian Sea. In: Pillai, N. G. K., Menon, N. G., Pillai, P. P. and Ganga, U. (Eds.) Management Scombroids Fisheries, Central Marine Fishery Research Institute, Kochin. 1-13.
14. Garcia S.M. and C. H. Newton. 1994. Responsible fisheries: an overview of FAO policy developments (1945-1994). Marine Pollution Bulletin, 29(6-12): 528-536
15. Gayanilo, F. C. J., Sparee, P. and Pauly, D., 2002. The FAO-ICLARM stock assessment tools (FiSAT) user's guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries), 8, 126p.
16. Gulland, J.A., 1979. Report of FAO/IOP workshop on the fishery resources of the western Indian Ocean South of the Equator. Rome, FAO, IOFC/DEV/79/45: 1-37.
17. Hoenig, J.M., Csirke, J., Sanders, M. J., Abella, A., Andreoli, M. G., Levi, D., Ragonese, S., Al-Shoushani, M. And El-musa, M. M., 1987. Data Acquisition for Length-Based Stock Assessment : Report of Working Group 1. Pages 343-352 In D. Pauly and G. Morgan (eds.), Length-based Methods in Fishery Research. ICLARM Conference Proceedings 14. International Center for Living Aquatic Resource Management, Manila, Philippines and Kuwait Institute for Scientific Research, Safat, Kuwait.
18. Jennings, S. Kasier, M. and Reynold, J., 2000. Marine Fisheries Ecology. Black well Science. 391p.
19. King, M., 2007. Fisheries biology & assessment and management. Fishing news press, 340p.

20. Kirkwood, G.P. , Auckland, R. and Zare, S.J., 2001. Length frequency distribution analysis. (LFDA) , version 5.0. MRAG Ltd., London, UK.
21. Martin, W. R., 1994. The mechanics of environmental control of body form in fishes. Univ. Toronto stud. Bio I. 58:1-91.
22. Mathew C. P, Al-Husseini M., Abdul Ghaffar A. R. and Al-Shouani M., 1987. "Assessment of short lived stocks with special reference to Kuwait shrimp fisheries a contrast of the results obtained from traditional and recent size- based techniques, mariculture and fisheries department Kuwait Institute for scientific Research, Safat Kuwait, 147-166
23. Mateus, A ., and Estupina, B., 2002. Fish stock assessment of Piraputanga (Brycon microlepis) in the Cuiaba Basin. Braz J. biology. 165-170.
24. Micheal, M., 1995. The aquatic environment. Black well Science .302 p.
25. Mohamed, Kh., 1967. Peneaid prawn in commercial shrimp fisheries of bombav with notes on specis and size fluctuations. 1408-1418. In. Proceedings of the symposium of Crustacea held at Ernaculam. January, 1965. Mar. Biol. Assoc. India. mandapam camp. India. part IV.
26. Pauly, D., 1980 Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks. FAO Fish.Tech.Pap., (234):52 p.
27. Pillia, P. Pillia, N. Muthian, C. Yohannan, T. Mohamad kasiam, H and Gopakumar, G. 2000. Stock assessment of castal tuna in the Indian sea. In. Pillai, N.G.K., Menon, N.G., Pillai, P.P and Ganga, U. (Eds.) Management Scombroids Fisheries , Central Marine Fishery Research Institute, Kochin. p125-130.
28. Tesch, F.W., 1968. Age and growth in methods for assessment of fish production in fresh water. Ed. W. E. Ricker. IBP Handbook No.3.
29. Sparre, P. and Venema, G., 1998. Introduction to tropical fish stock assessment. Part I- Manual, 337 P. FAO Rome, Italy.
30. Welcome, R., 2001. Inland Fisheries Ecology and Management. Food and Agriculture Organization of United nation by Black wall Science. 345p.

Abstract

Population dynamics parameters and exploitation ratio of Jinga Shrimp, *Metapenaeus affinis* were studied from Sep 2011 to Dec 2011 and data collected from two landing places (Hendijan and Lifee-Bosif). During the project, more than 2200 specimens of jinga shrimp were measured. The mean value of length for the male and female were calculated as 9.8 ± 0.86 , 10.24 ± 1.18 and mean value of weight for the male and female was as 6.730 ± 1.64 , 8.14 ± 2.90 respectively. The length-weight relation were calculated as $TW = 0.024 TL^{2.24}$ ($n=1084, R^2=0.71$) for males, $TW = 0.011 TL^{2.80}$ ($n=1081, R^2=0.81$) for females also we found significant different level length-weight relation in $P < 0.05$. The growth parameters of von Bertalanffy equation were as, L_{∞} : 14.73 and K: 1.1 and t_0 : -0.02. The estimated value of total mortality, natural mortality, fishing mortality and exploitation ratio is Z: 4.35, M: 1.68, F: 2.67, E: 0.61 respectively. By using method analyses knife-edge selection, relative yield per recruitment (Y'/R): 0.014, relative biomass per recruitment, (B'/R): 0.085., Exploitation ratio maximum sustainable yield, E_{max} : 0.38; biological reference points for Jinga Shrimp stock was calculated. MSY and f_{msy} value was 600T and 46100day respectively. Result in this study showed exploitation ratio Jinga Shrimp stock is over fishing and decreases exploitation ratio proposed.

Key words: Jinga Shrimp, Population Dynamics, Exploitation, Khuzestan province, Iran

Ministry of Jihad – e – Agriculture

AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION

IRANIAN FISHERIES RESEARCH ORGANIZATION – South Aquaculture Research Center

Title : Status of the tiger tooth croaker, *Otolithes ruber* (Schneider, 1801) and jinga shrimp, *Metapenaeus affinis* (H. Milne Edwards, 1837) stocks in Khuzestan coastal waters

Approved Number: 4-74-12-89045

Author: Gholamreza Eskandari

Executor : Gholamreza Eskandari

Collaborator : S. A. Hashemi, A. Taghavi motlagh, S. Dehghan madiseh, Y. Mayahi ,S. Albuobaid

Advisor(s): -

Supervisor: F.kaymaram

Location of execution : Khuzestan province

Date of Beginning : 2010

Period of execution : 1 Year & 9 Months

Publisher : *Iranian Fisheries Research Organization*

Date of publishing : 2013

All Right Reserved . No Part of this Publication May be Reproduced or Transmitted without indicating the Original Reference

MINISTRY OF JIHAD - E - AGRICULTURE
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION
IRANIAN FISHERIES RESEARCH ORGANIZATION - South Aquaculture Research Center

Title:

**Status of the tiger tooth croaker, *Otolithes ruber*
(Schneider, 1801) and jinga shrimp, *Metapenaeus
affinis*(H. Milne Edwards, 1837) stocks in Khouzestan
coastal waters**

Executor :

Gholamreza Eskandari

Registration Number

42040